



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO E DO USO RECREATIVO EM ESPÉCIES BENTÔNICAS SUPRALITORAIS DE PRAIAS ARENOSAS TROPICAIS

Miller José Moura Souza

Mestrado Acadêmico

São Cristovão

Sergipe – Brasil

2016

MILLER JOSÉ MOURA SOUZA

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO E DO USO RECREATIVO EM
ESPÉCIES BENTÔNICAS SUPRALITORAIS DE PRAIAS ARENOSAS
TROPICAIS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Cruz da Rosa

SÃO CRISTÓVÃO

SERGIPE– BRASIL

2016

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

Souza, Miller José Moura.
S729i Impactos da urbanização e do uso recreativo em espécies
bentônicas supralitorais de praias arenosas tropicais / Miller José
Moura Souza; orientador Leonardo Cruz da Rosa. – São
Cristóvão, 2016.
74 f.: il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação)–
Universidade Federal de Sergipe, 2016.

1. Meio ambiente. 2. Ecossistemas. 3. Urbanização. 4.
Homem – Efeito do meio ambiente. I. Rosa, Leonardo Cruz da,
orient. II. Título.

CDU 504.61

TERMO DE APROVAÇÃO

IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO E DO USO RECREATIVO EM ESPÉCIES BENTÔNICAS SUPRALITORAIS DE PRAIAS ARENOSAS TROPICAIS

por

MILLER JOSÉ MOURA SOUZA

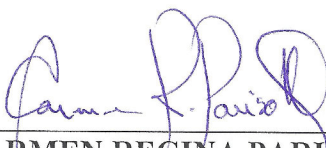
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



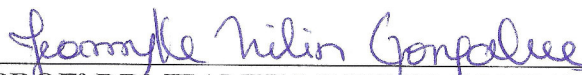
PROF. DR. LEONARDO CRUZ DA ROSA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



PROF.ª DR.ª CARMEN REGINA PARISOTTO GUIMARÃES

Universidade Federal de Sergipe



PROF.ª DR.ª JEANYLLE NILIN GONÇALVES

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 22 de julho de 2016

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço ao Deus Pai, Filho e Espírito Santo por me conceder a graça de ter passado e prosseguido até o final dessa jornada com muita perseverança e paciência.

À minha esposa, Evelyn Moura, por todo suporte de mulher e amiga, me dando as mãos em todos os instantes, fazendo o impossível para que eu pudesse estar disposto para exercer minhas atividades.

Aos meus pais, professores em profissão e na vida. Por mesmo longe, sempre ter me oferecido toda ajuda, mediante suas experiências e amor de pais. Obrigado e desculpa pela ausência durante esse tempo, foi preciso.

Aos companheiros que me ajudaram em campo, Evelyn Moura, Daniel Argolo, Leonardo Rosa, Wellington Silva, Hugo Carvalho, Túlio Almeida, Beatriz Santiago, Israel, Sara, Valderez e Jonatas Salustiano. Sem a ajuda de vocês seria realmente impossível tudo isso.

Ao Professor Leonardo Cruz da Rosa, pela orientação durante todos esses anos. Foram tempos conturbados, mas sua atenção, preocupação, suporte, conselhos e orientação foram de extrema importância para que eu pudesse crescer e fazer parte desse grupo seletivo.

Aos professores, Luiz Carlos da Silveira Fontes e Carmen Regina Parisotto Guimarães, por disponibilizar materiais e toda infraestrutura dos laboratórios, GEORIOeMAR e LABENTO respectivamente.

A todos os professores do PPEC que me auxiliaram dentro e fora de sala de aula.

Ao Eduardo pela elaboração dos mapas da área de estudo, ajuda durante todo o período de mestrado e pela amizade adquirida.

Aos Departamentos de Ecologia, Biologia e Engenharia de Pesca, pela disponibilidade de toda infraestrutura necessária para triagem de material e estudos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo durante todo o período.

Sumário

Resumo.....	8
Abstract	9
Introdução geral	10
Referências bibliográficas	13
Capítulo 1. Impactos da urbanização sobre espécies bentônicas supralitorais de praias arenosas tropicais.	17
1. Introdução	17
2. Materiais e Métodos	19
2.1. Área de estudo	19
2.2. Delineamento amostral e processamento das amostras.....	20
2.3. Análise de dados.....	22
3. Resultados	23
4. Discussão.....	27
5. Referências Bibliográficas	30
Capítulo 2. Impactos provocados pelo uso recreativo sobre espécies bentônicas supralitorais de uma praia arenosa tropical.	35
1. Introdução	35
2. Material e métodos	38
2.1. Área de estudo	38
2.2. Delineamento amostral e processamento das amostras.....	39
2.3. Análise de dados.....	41
3. Resultados	41
4. Discussão.....	46
5. Referências bibliográficas	51
Capítulo 3. Abordagem experimental dos efeitos provocados pelo pisoteio humano sobre espécies bentônicas supralitorais de uma praia arenosa tropical.	56
1. Introdução	56
2. Material e métodos	58
2.1. Área de estudo	58
2.2. Delineamento experimental e processamento das amostras.....	59
2.3. Análise de dados.....	61
3. Resultados	61
4. Discussão.....	66

5. Referências Bibliográficas	69
Considerações finais.....	73

Resumo

Com o avanço da urbanização em direção às praias, esses ecossistemas têm passado por intervenções antrópicas que tem como intuito, oferecer moradia, turismo e lazer. Entretanto, essas intervenções podem provocar alterações na biodiversidade desses ecossistemas. Mediante essa situação, os estudos tiveram como objetivos, avaliar os impactos provocados pelos diferentes graus de urbanização nas populações de *O. quadrata* Fabricius, 1787 (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae) e *Bledius* Leach, 1819 (Insecta: Coleoptera, Staphylinidae) ao longo de 14 praias arenosas do litoral de Sergipe (Capítulo 1), avaliar o efeito da intensidade do uso recreativo (número de frequentadores) sobre as populações de *O. quadrata* e *Bledius* spp. na praia de Aruanda (Capítulo 2), assim como avaliar através de experimentos com diferentes frequências de pisoteio, o efeito real dessa atividade sobre as populações de *Bledius* spp. e *O. quadrata*, diagnosticando também o efeito recuperação dessas populações (Capítulo 3). Embora tenham sido observadas diferenças significativas na abundância de tocas de *O. quadrata* e *Bledius* spp. entre as 14 praias analisadas, os resultados obtidos não apresentaram evidências concisas que corroborem com a hipótese de que o elevado grau de urbanização acarreta em uma redução na abundância dessas populações (Capítulo 1). Como esperado, o número de frequentadores foi significativamente maior no setor "perturbado" em todos os meses de estudo na praia de Aruanda. Mesmo respondendo em situações distintas, tanto o caranguejo *O. quadrata* quanto os estafilínídeos *Bledius* pp. sofreram efeitos negativos em relação ao pisoteio. Valores de abundância de tocas de *O. quadrata* foram significativamente menores no setor "perturbado" antes do carnaval (Janeiro/2015), enquanto que para a população de *Bledius* spp. menores valores de abundância foram observados no setor perturbado, durante (Fevereiro/2015) e após (Março/2015) o período de carnaval (Capítulo 2). O experimento realizado na praia do Refúgio mostrou que houve reduções significativas ao longo dos dias de experimento, tanto na abundância de tocas de *O. quadrata* quanto na de *Bledius* spp. A redução nos valores de abundância de tocas aconteceu nas parcelas "Alta Frequência" e "Média Frequência". Já para a população de *Bledius* spp. houve uma queda significativa na abundância desses estafilínídeos em todas as parcelas analisadas. O efeito recuperação foi observado com mais clareza para os coleópteros que para as tocas dos caranguejos (Capítulo 3). Os resultados obtidos no presente estudo sugerem a utilização das populações investigadas como bons indicadores de impactos antrópicos em praias. Além disso, sugerimos também a realização de mais abordagens experimentais, para que assim possa ficar claro o efeito real das diferentes atividades antrópicas sobre as populações bentônicas.

Palavras-chave: Pisoteio; *Ocypode*; *Bledius*; Experimento.

Abstract

With the advance of urbanization towards the coast, these ecosystems have been passing through anthropic interventions by its intention to offer habitation, tourism and recreation. However, these interferences can give birth to changes over the biodiversity of various ecosystems. In face of this situation, this research has, as its objectives: to analyse the impacts provoked by the various levels of urbanization over the population of *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae) and *Bledius* Leach, 1819 (Insecta: Coleoptera, Staphylinida) along 14 sandy beaches in Sergipe's coastline (Chapter. 1), to appraise the intensity's effect of the recreation (number of visitors) over the *O. quadrata* e *Bledius* spp. population at Aruanda's beach (Chapter. 2), also to assess, through experiments with various frequencies of trappings, the real effect of this activity, diagnosing the healing power of this population as well (Chapter. 3). Though significant differences have been witnessed in the amount of the crab's burrow's along the 14 beaches, the results did not show precise evidences that corroborate with the hypothesis that the high degree of urbanization leads to a reduction over the abundance of this population. As expected, the number of the visitors was significantly bigger in the "perturbed" sector in all of the months of the research at Aruanda's beach. Nevertheless responding in actual distinct cases, both the *O. quadrata* crab and coleoptera *Bledius* sp. has suffered negative effects involving the trappings. The numbers of the quantity of *O. quadrata* 's burrows were significantly lower in the "perturbed" sector before January/2015 carnival, whilst for the *Bledius* spp., lower numbers were witnessed for the "perturbed" sector during February/2015 and after the carnival period, March/2015 (Chapter 2). Regarding the experiment which took place at Refugio's beach, a relevant reduction in the amount of burrows was verified through the period of the experiment, to both *O. quadrata* and *Bledius* spp. The retreat on the numbers of the burrows occurred over the "High Frequency" and "Average Frequency" sector. As for the *Bledius* spp. population, a relevant decline occurred in all of the parcels. The recovery effect was observed more clearly to the beetles than for the burrows of crabs. The results obtained in the current research, suggest the investigated populations as ideal indicators for anthropic impactations in beaches. In addition, we propose more experimental researches, to accomplish a clear effect of the various anthropic activities over the benthic populations.

Keywords: Trapping; *Ocypode*; *Bledius*; Experiments.

Introdução geral

As praias arenosas são ambientes caracterizados pela composição de sedimentos inconsolidados retrabalhados pelo movimento das ondas (Dugan et al. 2000). Esses ecossistemas são ambientes de transição, localizados entre o ambiente terrestre e o mar em regiões litorâneas tropicais e temperadas por toda a Terra (McLachlan & Brown 2006; Gonçalves et al. 2013; Martins et al. 2013). As principais funções das praias incluem a proteção contra a erosão costeira, local de desova para espécies de tartarugas e aves, local de berçário e alimentação para peixes, além disso, serve de ponto turístico e recreativo (Defeo et al. 2009; Schlacher et al. 2014).

Apesar de parecer um ambiente desértico, as regiões entremarés das praias arenosas apresentam uma diversificada fauna de invertebrados residentes (Veloso et al. 1997). A aparente percepção de ambiente desértico se dá pelas características morfológicas e comportamentais da maioria das espécies, as quais possuem tamanho corporal pequeno, coloração semelhante ao próprio ambiente, e o hábito de viver enterradas (McLachlan & Brown 2006). Em estudos mais recentes, ficou evidente que as praias são ambientes que possuem uma alta riqueza e abundância de organismos bentônicos (McLachlan & Brown 2006; Schlacher et al. 2014).

As intervenções realizadas para promover o desenvolvimento urbano nas praias têm o objetivo de oferecer moradia, turismo e lazer, além de facilitar o acesso ao mar e disponibilizar serviços básicos aos usuários (Veloso et al. 2008; Defeo et al. 2009). Junto com as intervenções, estes ambientes passam a receber uma ampla gama de perturbações antrópicas, obras de contenção contra erosão, poluição doméstica e industrial, práticas de limpeza e diversas atividades recreativas (Brown & McLachlan 2006; Davenport & Davenport 2006; McLachlan et al. 2013). O conjunto dessas intervenções provoca perda de cobertura vegetal, bem como alteração na compactação do solo, afetando o tamanho da população da macrofauna bentônica e perda de espécies sensíveis (Andersen 1995; Barros 2001; Veloso et al. 2008).

Dentre as atividades que mais impactam o ambiente praias, podem ser frequentemente percebidas atividades como a limpeza de praias, tráfego de veículos e o pisoteio (Brown & McLachlan 2006). Para tornar o ambiente mais atraente, tanto para a população local como para os turistas, o poder público geralmente realiza limpeza nas praias mais urbanas

(Davenport & Davenport 2006). De forma que, essa limpeza pode ser realizada manualmente por agentes de limpeza, ou mecanicamente por meio de tratores e caçambas. O constante processo de limpeza mecânica nas praias pode causar redução em populações de anfípodos talitrídeos, insetos, isópodes e caranguejos *Ocypode* (Brown & McLachlan 2002). Além disso, a limpeza mecanizada pode afetar também aves, que tem sua alimentação diretamente relacionada aos invertebrados que habitam essas praias (Dugan et al. 2003).

O tráfego de veículo é uma atividade recreativa, mesmo que proibida em alguns locais, é frequentemente praticada em regiões de praias e dunas de todo o mundo (Schlacher et al. 2008). Dependendo do peso e do movimento realizado pelos veículos, os danos causados por essa atividade podem ser mais evidentes do que os causados por outras atividades recreativas como o pisoteio (Kindermann & Gormally 2010). Esses impactos podem afetar as propriedades físicas do ambiente, a região de dunas, além de esmagar a fauna da praia (Brown & McLachlan 2002; Schlacher e Thompson 2008; Defeo et al. 2009). Em consequência do tráfego de veículos podem ocorrer efeitos negativos em populações do caranguejo *Ocypode* (Steiner & Leatherman 1981; Moss & McPhee 2006; Neves & Benvenuti 2006; Blankensteyn 2006), assim como em populações de isópodes, anfípodes e equinodermos (Brown & McLachlan 2002; Defeo et al. 2009).

O pisoteio humano também é apresentado como uma das atividades recreativas que mais impactam o ecossistema de praias. Essa atividade pode causar efeitos diretos tanto na região vegetada quanto na região desprovida de vegetação (Talora et al. 2007; Dugan & Hubbard 2010; Schlacher & Thompson 2012). As investigações sobre os efeitos provocados pelo pisoteio humano vem sendo realizadas há duas décadas, porém com resultados contraditórios. Inicialmente, Jaramillo et al. (1996) não observaram efeitos negativos significativos na macrofauna bentônica entre locais com bom acesso e outro sem presença de pessoas. Em contrapartida, Moffet et al. (1998) observaram efeitos negativos em populações de bivalves juvenis e misidáceos, em consequência de pisoteios experimentais. Posteriormente vários estudos têm demonstrado o pisoteio humano como principal responsável na redução da abundância e riqueza de espécies da macrofauna bentônica (Weslawski et al. 2000; Barros et al. 2001; Scapini et al. 2005; Araujo et al. 2008; Ugolini et al. 2008; Veloso et al. 2008; 2009; Lucrezi et al. 2009; Schlacher & Thompson 2012; Vieira et al. 2012; Reyes-Martinez et al. 2015).

Apesar de um crescente esforço nos estudos referentes à avaliação dos efeitos provocados pela urbanização e pelo uso recreativo, os pesquisadores encontram dificuldades devido a alta variação da fauna bentônica em relação ao espaço e ao tempo, a grande diversidade e particularidade das praias, assim como das diversas interferências antrópicas realizadas simultaneamente (Defeo & McLachlan 2005; McLachlan & Brown 2006; Defeo et al. 2009). A avaliação das diferentes formas de atividades urbanas e recreativas que as praias apresentam, assim como o efeito que cada uma delas exercem nesses ecossistemas e como as populações bentônicas reagem a elas, são de extrema importância para o desenvolvimento de políticas públicas capazes de promover o uso sustentável das praias (Lercari & Defeo 2003). Mediante essa situação, o estudo teve como objetivos, avaliar os impactos provocados pelos diferentes graus de urbanização nas populações de *O. quadrata* Fabricius, 1787 (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae) e *Bledius* Leach, 1819 (Insecta: Coleoptera, Staphylinida) ao longo de 14 praias arenosas do litoral de Sergipe (Capítulo 1), avaliar o efeito da intensidade do uso recreativo (número de frequentadores) sobre as populações de *O. quadrata* e *Bledius* spp. na praia de Aruanda (Capítulo 2), assim como avaliar através de experimentos com diferentes frequências de pisoteio, o efeito real dessa atividade sobre as populações de *Bledius* spp. e *O. quadrata*, diagnosticando também o efeito recuperação dessas populações (Capítulo 3).

Referências bibliográficas

- Andersen, U. V. 1995. Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. *Biological Conservation*. v.71, p. 223-230.
- Araujo C.C.V, Rosa D.M. e Fernandes J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21 (4): 73–80.
- Barros F, Borzone C.A. & Rosso S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba Bay, southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 351–364.
- Blankensteyn A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3): 870–876.
- Brown A. C & McLachlan A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environ. Conserv*, 29 (1): 62-77.
- Davenport J & Davenport J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.
- Defeo O & McLachlan A. 2005. Patterns, process and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser*, 295:1- 20.
- Defeo O, McLachlan A, Shoeman D. S, Schlacher A, Dugan J, Jones A, Lastra M & Scapini F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci*, 81:1- 12.
- Dugan J.E & Hubbard D.M. 2010. Loss of coastal strand habitat in Southern California: the role of beach grooming. *Estuaries and Coasts*, 33:67-77.
- Dugan J. E, Hubbard D.M & Lastra M. 2000. Burrowing abilities and swash behavior of three crabs, *Emerita analoga* Stimpson, *Blepharipoda occidentalis* Randall, and *Lepidopa*

californica Efford (Anomura, Hippoidea), of exposed sandy beaches. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 255:229–245.

Dugan J.E, Hubbard D.M, McCrary M.D & Pierson M.O. 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 25–40.

Gonçalves S. C, Anastácio P. M & Marques J. C. 2013. Talitrid and Tylid crustaceans bioecology as a tool to monitor and assess sandybeaches' ecological quality condition. *Ecol. Indic.* 20:549–557.

Jaramillo E, Contreras H & Quijón P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of South-Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 655-663.

Kindermann G & Gormally M.J. 2010. Vehicle damage caused by recreational use of coastal dune systems in a Special Area of Conservation (SAC) on the west coast of Ireland. *Coast Conserv.* 14:173–188.

Lercari D, Defeo O. 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58:17–24.

Lucrezi S, Schlacher T.A, Robinson W. 2009. Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode spp.*). *Ecological Indicators*. 9: 913-921.

Martins M.C.C, Neto C & Costa J.C. 2013. The meaning of mainland Portugal beaches and dunes' psammophilic plant communities: a contribution to tourism management and nature conservation. *Journal of Coastal Conservation*, Published online 18 January. DOI 10.1007/s11852-013-0232-9.

McLachlan A & Brown A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press. 387 p.

- McLachlan A, Defeo O, Jaramillo E, Short A.D. 2013. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71: 256-268.
- Moffett M.D, McLachlan A, Winter P.E.D & De Ruyck A.M.C. 1998. Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation*, 4: 87-90.
- Moss D & McPhee D.P. 2006. The impacts of recreational four-wheel driving on the abundance of the ghost crab (*Ocypode cordimanus*) on subtropical beaches in SE Queensland. *Coastal Management*, 34: 133–140.
- Neves F.M. & Bemvenuti C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43–435.
- Reyes-Martínez M.J, Ruíz-Delgado M.C, Sanchez-Moyano J.E, García-García F.J. 2015. Response of intertidal sandy beach macrofauna to human trampling: an urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103: 36-45.
- Scapini F, Chelazzi L, Colombini I, Fallaci M & Fanini L. 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology* 147, 919–926.
- Schlacher T.A, Jones A.R, Dugan J.E, Weston M.A, Harris L, Schoeman D.S, Hubbard D.M, Scapini F, Nel R, Lastra M, McLachlan A & Peterson C.H. 2014. Open-coast sandy beaches and coastal dunes. In: Lockwood J, Maslo B (eds.) *Coastal conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 37-94.
- Schlacher T.A & Thompson L.M.C. 2008. Physical impacts caused by off-road vehicles (ORVs) to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *J. Coast. Res*, 224: 234–242.
- Schlacher T.A & Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147: 123-132.
- Schlacher T.A, Schoeman D.S, Dugan J, Lastra M, Jones A, Scapini F & McLachlan A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29: 70-90.

- Steiner A.J & Leatherman S.P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* Fab. *Biological Conservation*, 20: 111-122.
- Talora D.C, Magro T.C & Schilling A.C. 2007. Impacts associated with trampling on tropical sand dune vegetation. *Forest Snow and Landscape Research*, 81: 151-162.
- Ugolini A, Ungherese G, Somigli S, Galanti G, Baroni D, Borghini F, Cipriani N, Nebbiai M, Passaponti M & Focardi S. 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349-357.
- Veloso V.G, Cardoso R.S & Fonseca D.B. 1997. Spatio temporal characterization of intertidal macrofauna at Prainha Beach (Rio de Janeiro State). *Oecologia Brasiliensis*, 3: 213–225.
- Veloso V.G, Neves G, Lozano M, Perez-Hurtado A, Gago C & Hortas, G. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (1):126-133.
- Veloso V.G, Sallorenzo I.A, Ferreira B.C.A & Souza G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(1):13-21.
- Vieira J.V, Borzone C.A, Lorenzi L & Carvalho F.G. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60 (2):137-150.
- Weslawski J.M, Stanek A, Siewert A & Beer N. 2000. The sandhopper (*Talitrus saltator*, Montagu 1808) on the Polish Baltic Coast. Is a victim of increased tourism? *Oceanological and Hydrobiological Studies* 29: 77-87.

Capítulo 1. Impactos da urbanização sobre espécies bentônicas supralitorais de praias arenosas tropicais.

1. Introdução

As praias arenosas são ambientes altamente dinâmicos, influenciados por processos naturais e antrópicos, de forma que o resultado desses processos pode interferir diretamente nas características físicas e biológicas desse ecossistema (Nobre & Ferreira, 2009). Os ecossistemas da Terra, inclusive o ecossistema praiial, tem sido vítimas da destruição dos seus recursos e habitats naturais em consequência da intensa expansão da população humana (Defeo et al. 2009). De acordo com Martinez et al. (2007), os ecossistemas costeiros se apresentam altamente vulneráveis à essa expansão humana, que já apresenta 41% de sua população mundial estabelecida próximas desses ecossistemas.

Com o avanço da urbanização em direção às praias, foram realizadas intervenções antrópicas com o intuito de oferecer moradia, turismo e lazer, além de facilitar o acesso ao mar e disponibilizar serviços básicos aos usuários (Veloso et al. 2008; Defeo et al. 2009). Diante desse desenvolvimento urbano, as praias tem sofrido com destruição de dunas, proteção artificial da linha de costa, poluição, limpeza mecânica das praias e atividades recreativas (Lucrezi et al. 2009). Como consequência, o conjunto dessas atividades pode provocar alteração nas características físicas da praia, na perda de cobertura vegetal, assim como efeitos na composição, abundância e distribuição de espécies bentônicas e toda a biodiversidade desses ecossistemas (Lucrezi et al. 2009, Calvão et al. 2013; McLachlan & Brown 2006).

Os impactos antrópicos podem ser avaliados através de indicadores em diferentes organizações ecológicas e níveis biológicos, sendo a utilização de espécies bioindicadores a maneira mais comum (Noss 1990). Por responder melhor aos impactos antrópicos em uma escala espacial pequena e apresentar uma forte correlação entre o tamanho populacional e os aspectos ambientais, os invertebrados são vistos como eficientes bioindicadores de impactos antrópicos em uma diversidade de ecossistemas, inclusive nas praias (Carignan & Villard 2002; Fulton et al. 2005; Resh 2008; Van Dam & Van Dam 2008). No caso das praias, as espécies supralitorais da macrofauna bentônica são vistas como as mais sensíveis à pressão humana em áreas urbanas. Por ser a região da praia (supralitoral) mais utilizada pelas pessoas,

as espécies supralitorais seriam úteis como bioindicadores de impactos nessa região (Velooso *et al.* 2006; McLachlan & Brown 2006; Schlacher & Thompson 2012).

Dentre as espécies supralitorais, caranguejos do gênero *Ocypode* são indicados como eficientes bioindicadores de impactos ambientais causados pelo homem, quando se deseja estudar praias com diferentes graus de urbanização (Barros 2001). Alguns estudos buscaram utilizar caranguejos *O. quadrata* como bioindicadores do alto grau de urbanização em praias do Brasil (Turra *et al.* 2005; Neves & Benvenuti 2006; Araujo *et al.* 2008; Magalhães *et al.* 2009; Souza *et al.* 2008), Austrália (Barros 2001; Noriega *et al.* 2012), Cuba (Ocanã *et al.* 2012), Texas (Maccarone & Mathews 2007). Destes, apenas Ocanã *et al.* (2012) não encontraram evidências dos impactos da pressão humana na densidade de tocas do caranguejo.

Outros organismos facilmente observados nas regiões supralitorais de praias arenosas em diversas partes do mundo são os insetos da família Staphylinidae, sendo *Bledius* Leach, 1819, o gênero mais comum. Esses indivíduos são indicados como bioindicadores de estresse ambiental, devido sua facilidade de identificação e coleta, ampla distribuição costeira, assim como sua sensibilidade a impactos antrópicos (Gandara-Martins *et al.* 2010; Irmiler 2012). Trabalhos usando esses organismos como bioindicador dos impactos provocados por elevados graus de urbanização são escassos. No litoral sul do Brasil Vieira (2015), caracterizou a urbanização através do potencial recreativo, e observou uma diminuição na abundância de *Bledius* spp. em setores com potencial recreativo maior.

Alguns estudos buscaram caracterizar as praias de acordo com o grau de urbanização, para isso foram observados diferentes critérios como a concentração de residências, potencialidade recreativa e de poluição, originalidade das dunas e o acesso à praia (Barros 2001; Blankensteyn 2006; Maccarone & Mathews 2007; Araujo *et al.* 2008; Velooso *et al.* 2008, 2009, 2011; Magalhães *et al.* 2009; Noriega *et al.* 2012; Ocanã *et al.* 2012; McLachlan *et al.* 2013; Vieira 2015). Os poucos estudos que buscaram caracterizar os diferentes graus de urbanização através de índices quantitativos, analisaram especificamente através de índices de potencial recreativo e de conservação dos setores (McLachlan *et al.* 2013; Vieira 2015). Praias com elevado grau de urbanização e pressão humana, caracterizadas tanto em nível quantitativo quanto qualitativo, foram indicadas como a causa da diminuição no tamanho populacional de espécies da macrofauna bentônica (Almeida 2005; Neves & Bemvenuti 2006; Magalhães *et al.* 2009; Velooso *et al.* 2009; 2011; Noriega *et al.* 2012; Vieira 2015).

O uso de bioindicadores que respondam à pressão humana de diferentes intensidades e natureza no ecossistema praial tem crescido nas ultimas décadas, entretanto a diversidade de espécies usadas para tal finalidade, ainda se apresenta baixa. Além disso, o desenvolvimento de índices quantitativos na caracterização de praias quanto ao grau de urbanização sugere uma ferramenta mais precisa, ajudando na padronização de estudos dessa natureza. Diante dessas situações supracitadas, o presente estudo teve como objetivo avaliar os impactos provocados pelos diferentes graus de urbanização nas populações de *O. quadrata* e *Bledius* spp. ao longo de praias arenosas do litoral de Sergipe. Nesse sentido, esse estudo será conduzido mediante a hipótese de que, praias com elevado grau de urbanização possuem uma menor abundância de *O. quadrata* e *Bledius* spp.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

O litoral de Sergipe, situado no nordeste do Brasil, possui aproximadamente 150 Km de extensão, sendo limitado ao sul pela foz do Rio Real (11°44'S, 37°35'O) e ao norte pela foz do Rio São Francisco (10°48'S, 36°40'O). Ao longo do litoral de Sergipe foram selecionadas 14 praias, estando localizadas em regiões distintas: Litoral sul (Praia do Saco, Caueira e Abaís), Litoral central (Mosqueiro, Refúgio, Náufragos, Aruanda e Banho Doce) e Litoral norte (Praia da Costa 1 e Praia da Costa 2, Olhos D'água, Jatobá, Reserva Biológica de Santa Isabel/Pirambú e Lagoa Redonda) (Fig. 1).

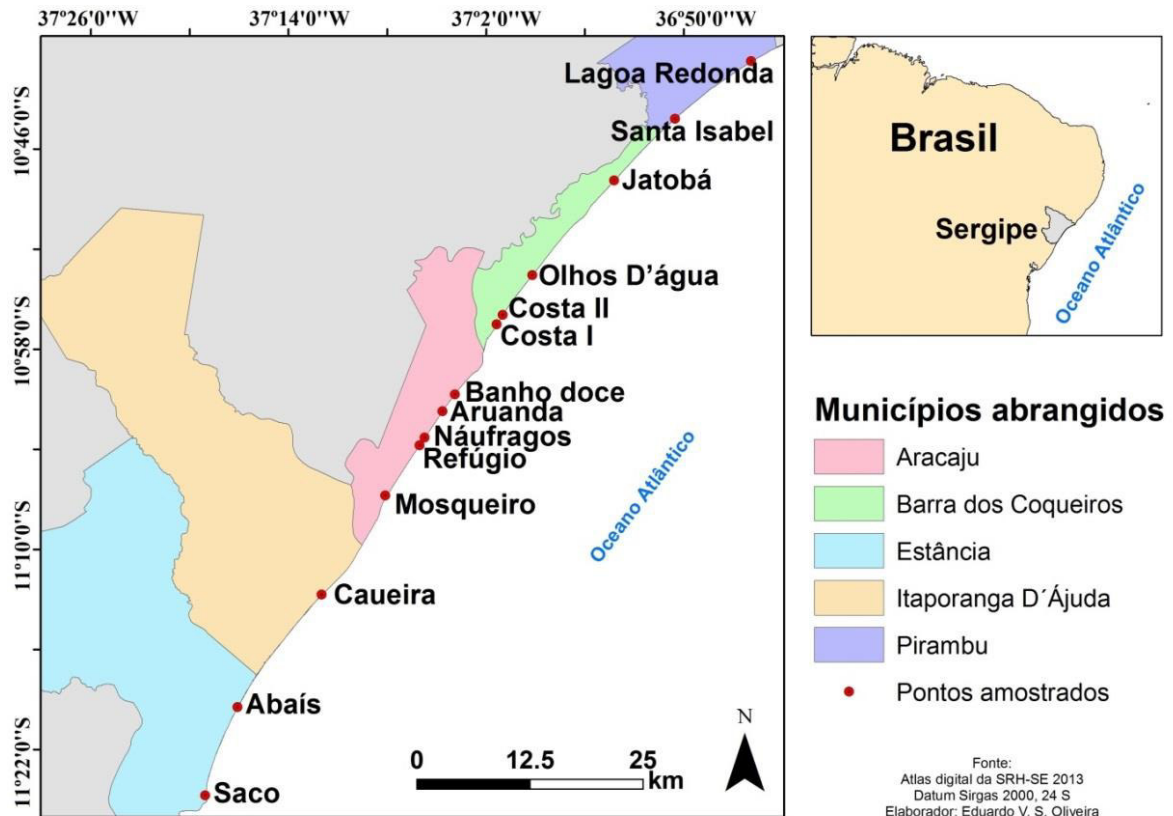


Figura 1. Mapa com a localização geográfica das 14 praias estudadas ao longo do litoral de Sergipe.

2.2. Delineamento amostral e processamento das amostras.

As amostragens foram realizadas entre os meses de Outubro e Novembro de 2016, sempre durante os períodos de maré baixa de sizígia quando o tempo estava limpo, sem chuvas. Foi selecionado em cada praia um setor, baseado no grau de urbanização desejado, sendo estabelecidos cinco transectos (1 metro de largura) perpendiculares à linha d'água, estendendo-se desde a linha de detritos (região supralitoral) até o limite inferior (região mesolitoral), onde fosse possível observar a presença das espécies.

Os setores de cada praia foram selecionados baseados em critérios que determinassem o Grau de Urbanização (GU), como: (1) situação em que as dunas do setor se encontram, sendo observado o grau de conservação e alteração das dunas, assim como a extensão que essas se encontravam; (2) a infraestrutura estabelecida no local, onde foi observada a concentração de residências (casas, condomínios, pousadas) e a presença de estabelecimentos recreativos (bares, quiosques, restaurantes) e (3) acesso a praia, podendo ser através de

estreitas trilhas, passarelas projetadas, estradas e até mesmo estacionamentos (Tab. 1). Com o intuito de caracterizar cada praia de acordo com o “Grau de Urbanização”, foram empregados valores para cada critério observado, podendo estes variar na somatória entre 0 e 10. De acordo com a somatória obtida, os setores de cada praia foram classificados como sendo de “Baixa urbanização ($GU \leq 3$), “Moderada urbanização ($3 < GU \leq 7$) e “Alta urbanização” ($GU > 7$).

Tabela 1. Critérios utilizados na definição, quanto à urbanização, dos setores de cada praia do litoral sergipano.

	0	1	2	3	4
Situação das dunas	Conservadas em sua totalidade	Com poucas alterações/presentes em grande extensão	Moderadamente impactadas/com partes inalteradas	Muito impactadas/presentes em pequena extensão	Ausentes/substituídas por estruturas físicas
Infraestrutura	Ausente	Baixa (pouca concentração de residências, ausência de estabelecimentos recreativos)	Moderada (moderada concentração de residências, baixa a moderada presença de estabelecimentos recreativos)	Elevada (elevada concentração de residências e estabelecimentos recreativos)	
Acesso à praia	Limitado ou restrito	Difícil (somente por poucas trilhas estreitas)	Moderado (trilhas e passarelas)	Fácil (trilhas, passarelas, estradas e estacionamentos)	

O perfil topográfico de cada setor foi medido com o auxílio de um nível de precisão e uma régua metrada, desde a linha de detritos (região supralitoral) até o limite inferior da maré baixa (região infralitoral). Durante essa caracterização foi medido também o regime de ondas atuantes, sendo estimada a altura da onda na arrebentação (H_b), de maneira visual no instante anterior à sua quebra; e o período da onda (T), correspondente a 1/10 do tempo total cronometrado para a quebra de 11 cristas consecutivas em um ponto fixo.

A caracterização granulométrica foi feita através da retirada de amostras de sedimento ($n=9$), de forma alternada entre os transectos (T1, T3, T5), ao longo dos níveis superior, central e inferior dos transectos selecionados, com o auxílio de um amostrador cilíndrico (5 cm de diâmetro - 10 cm de profundidade). Além disso, foram feitas aferições do grau de compactação do sedimento com o auxílio de um penetrômetro manual (kg/cm^2), assim como aferida a temperatura do sedimento. Em laboratório, as amostras de sedimentos foram pesadas em uma balança digital (precisão 0,0001 g) e secas em estufa (60° por 48 h) para determinar o teor de umidade do solo, através da fórmula: $h = (Pa/Ps)*100$, sendo Pa o Peso úmido e Ps o peso seco da amostra. Para a análise granulométrica do sedimento, as amostras foram lavadas

(água destilada) e passaram por uma nova etapa de pesagem e secagem, sendo então submetidas a técnicas de peneiramento (Suguio 1973).

As amostragens de *O. quadrata* foram realizadas através da contagem e medição de suas tocas ativas (sinais de atividades recentes) ao longo de cada transecto. A quantificação das tocas foi feita através da delimitação de quadrantes (1m²) dispostos ao longo da distribuição da espécie nos transectos. Já o diâmetro da abertura das tocas foi medido com o auxílio de um paquímetro digital (0.01 mm de precisão). Foi coletada uma amostra de *Bledius* spp. em três níveis diferentes de cada transecto (limite superior, central e inferior) nos quadrantes que correspondiam a faixa de distribuição dos *Bledius*, identificada pela presença de seus rastros (Rosa et al. 2015), totalizando 15 amostras/praias. As amostras foram obtidas com o auxílio de um amostrador cilíndrico (0,017 m² de área - 5 cm de profundidade), sendo a extremidade superior envolvida com um saco plástico, para evitar a fuga dos indivíduos (Rosa et al. 2015), onde foram devidamente armazenadas e etiquetadas. Em laboratório as amostras de *Bledius* spp. foram fixadas em formol 5 %, e posteriormente foram peneiradas através de uma malha de 300 µm de abertura. Os indivíduos retidos foram identificados (Caron e Ribeiro-Costa 2007) e quantificados com o auxílio de um estereomicroscópio.

2.3. Análise de dados

Os dados resultantes do processo de peneiramento foram computados com o auxílio do GRADISTAT v.8.0 (Blott e Pye 2001), sendo obtidos valores de tamanho médio do grão de acordo com o Método dos Momentos (Tanner 1995) e expressos em ϕ ("phi" = $-\log_2$ diâmetro mm). O estado morfodinâmico de cada setor foi obtido através da plotagem dos valores de regime de ondas atuantes e tamanho do grão, sobre o modelo proposto por Masselink e Short (1993) com a utilização do parâmetro adimensional Ω através da fórmula $\Omega = H_b/W_s \cdot T$ (Dean 1973). A velocidade de decantação do sedimento (W_s) foi obtida a partir das tabelas de Gibbs *et al.* (1971).

Diferença na abundância linear (ind./m¹) das populações de *Bledius* spp. (população total, adultos e larvas) e *O. quadrata* foram investigadas entre as praias através de análises de variância unifatorial (ANOVA). A priori a normalidade dos dados foi analisada através do teste de Shapiro-Wilk (Underwood 1997). Quando necessário, os dados foram transformados ($\log x + 1$) para serem utilizados nos ensaios estatísticos. Nos casos onde a ANOVA indicou

diferenças significativas ($p < 0,05$), foi aplicado um teste múltiplo de contraste de Tukey (Underwood, 1997). As análises foram realizadas com auxílio do software R versão 3.2.3 (R Core Team 2015) e os gráficos foram gerados através do Sigma Plot 10.0 (Sigmaplot 2006).

3. Resultados

As praias do litoral de Sergipe foram caracterizadas por apresentarem no geral perfil de praia extenso, entretanto, apenas as praias de Aruanda, B. Doce, P. Costa 1 e Jatobá apresentaram largura de praia acima de 115 m, o restante variou entre 81 e 99 metros de largura de praia (Tab. 2). Foram observadas ainda, inclinações suaves em todas as praias, com valores variando entre $2,02^\circ$ (Rebio de Sta. Isabel) e $3,12^\circ$ (P. Costa 2) (Tab. 2).

A grande maioria das praias apresentou sedimento composto por areia fina ($2 - 3 \phi$), as exceções ficaram por conta do Mosqueiro com uma tendência para composição de areia muito fina ($3 - 4 \phi$) e L. Redonda sendo classificada como de areia média ($1 - 2 \phi$) (Tab. 2). As praias estudadas apresentaram ondas de tempo curto, como é o caso da praia do Refúgio (6,66 s) e praias com tempo mais longo, como é o caso de L. Redonda (19,63 s). Todas as praias apresentaram ondas pequenas, não ultrapassando 90 cm de altura (Tab. 2). De acordo com o parâmetro Ω , os setores das praias estudadas foram dominados por estágios morfodinâmicos intermediários ($2 < \Omega < 5$) e dissipativos ($\Omega > 5$), com exceção para a praia de L. Redonda que apresentou estágio morfodinâmico refletivo ($\Omega < 2$) (Tab. 2).

Em relação a taxa de compactação do sedimento, os valores variaram entre $0,25 \pm 0,18$ t/cm² (Refúgio) e $1,12 \pm 0,58$ t/cm² (Rebio Sta. Isabel), enquanto que o teor de umidade do sedimento variou entre $5,39 \pm 3,75$ % (P. Costa 2) e $14,51 \pm 3,63$ % (Refúgio) (Tab. 2). Contudo, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas para os valores médios de taxa de compactação ($F=0,638$, $p > 0,05$) e umidade ($F=1,433$, $p > 0,05$) entre as praias analisadas. A temperatura média do sedimento aferida ao longo das praias variou entre $29,0^\circ \text{C}$ (P. Costa 1) e $34,0^\circ \text{C}$ (Olhos D'água).

Tabela 2. Parâmetros morfodinâmicos e sedimentológicos observados para as praias do litoral de Sergipe (Largura e inclinação da praia, T = Tempo da onda, Hb = Altura da onda, Ω = Parâmetro adimensional ômega, compactação e umidade do sedimento).

Praias	Largura da praia (m)	Inclinação (°)	Diâmetro do grão (ϕ)	T (s)	Hb (cm)	Ω	Compactação (t/cm ²)	Umidade
Saco	81	2,24	2,57	10,76	70	3,30	0,73 (\pm 0,58)	10,23 (\pm 5,54)
Abais	90	2,41	2,49	14,37	90	2,95	0,58 (\pm 0,44)	10,25 (\pm 5,67)
Caueira	99	2,46	2,72	14,1	80	3,37	0,82 (\pm 0,62)	9,21 (\pm 6,47)
Mosqueiro	90	2,93	3,03	10,13	70	5,77	0,81 (\pm 0,58)	11,05 (\pm 5,68)
Refúgio	99	2,97	2,96	6,66	80	9,27	0,25 (\pm 0,18)	14,51 (\pm 3,63)
Náufragos	99	2,83	2,95	11,7	80	5,18	0,92 (\pm 0,75)	8,01 (\pm 3,35)
Aruanda	144	2,54	2,97	9,71	80	6,40	1,09 (\pm 0,03)	11,77 (\pm 6,52)
B. Doce	117	2,31	2,81	13,49	80	3,86	0,82 (\pm 0,61)	12,28 (\pm 4,14)
P. Costa 1	126	2,65	2,75	13,92	90	3,93	0,81 (\pm 0,47)	9,60 (\pm 6,46)
P. Costa 2	99	3,12	2,89	13,5	90	4,72	1,05 (\pm 0,53)	5,39 (\pm 3,75)
Olhos D'água	92	2,71	2,45	11,12	70	3,18	1,09 (\pm 0,49)	13,41 (\pm 4,95)
Jatobá	115,5	3,02	2,45	9,91	60	2,74	1,11 (\pm 0,46)	10,09 (\pm 4,29)
Rebio Sta. Isabel	92	2,02	2,32	12,11	70	2,32	1,12 (\pm 0,58)	7,84 (\pm 6,11)
L. Redonda	84,62	2,88	1,81	19,63	80	1,05	0,91 (\pm 0,53)	8,63 (\pm 5,95)

Os valores obtidos durante o cálculo do Grau de Urbanização (GU) variaram entre 0 e 10 (Tab. 3). As praias consideradas como de “Baixa urbanização” ($GU \leq 3$) foram Olhos D'água, Jatobá, Rebio de Sta. Isabel e L. Redonda. As praias de “Moderada urbanização” ($3 > GU \leq 7$) foram P. do Saco, Mosqueiro, Refúgio, B. Doce e P. Costa 1. Enquanto que Abais, Caueira, Náufragos, Aruanda e P. Costa 2 foram consideradas como praias de “Alta Urbanização” ($GU > 7$) (Tab. 3).

Tabela 3. Valores obtidos para os critérios analisados, assim como o valor do “Grau de Urbanização” (GU) encontrado para as praias analisadas ao longo do litoral de Sergipe.

Praias	Situação das dunas	Infraestrutura	Acesso	GU (Total)
Saco	3	1	3	7
Abais	4	2	3	9
Caueira	3	2	3	8
Mosqueiro	1	1	2	4
Refúgio	2	2	3	7
Náufragos	2	3	3	8
Aruanda	4	3	3	10
Banho Doce	1	1	2	4
P. da Costa 1	2	1	3	6
P. da Costa 2	4	3	3	10
Olhos D'água	0	0	0	0
Jatobá	1	1	1	3
Rebio de Sta. Isabel	0	0	0	0
L. Redonda	0	0	0	0

A abundância média linear de tocas de *O. quadrata* apresentou diferença significativa entre as praias estudadas ($F=5,057$, $p<0,001$). Sendo que, P. Costa 2 e Refúgio, praias de Alta e Moderada urbanização, respectivamente, apresentaram os maiores valores de abundância, sendo significativamente maiores que P. Saco, Abaís, Aruanda, B. Doce e Olhos D'água. A praia do B. Doce também apresentou abundância significativamente menor que Náufragos e Caueira (Fig. 1).

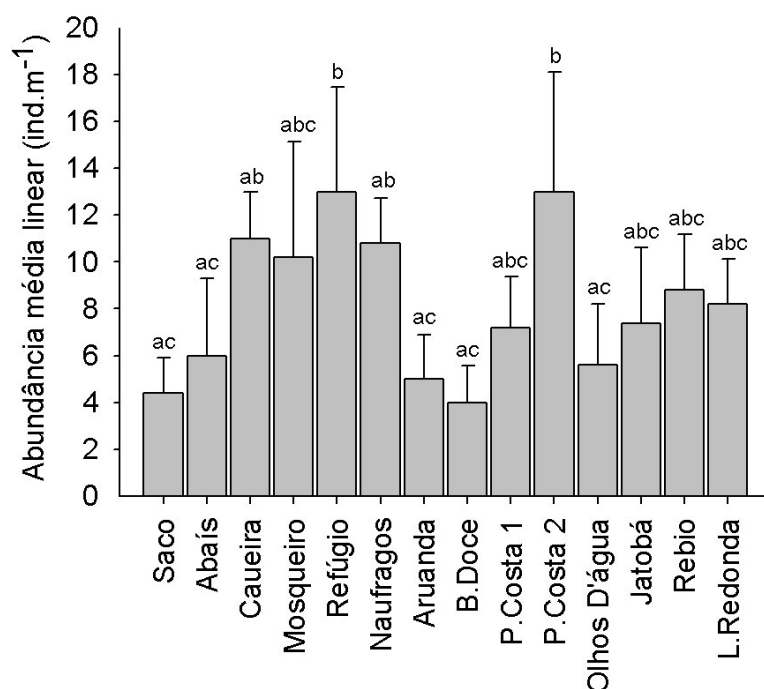


Figura 1. Abundância linear média (\pm desvio padrão) de tocas de *O. quadrata* ao longo dos setores analisados. Colunas com letras em cima apontam diferenças significativas entre as praias apontadas pelo teste Tukey HSD.

Em relação aos estafilínídeos, *Bledius* spp., foi coletado um total de 6.668 indivíduos, sendo a maioria (81,77%), indivíduos adultos. Considerando os indivíduos adultos, foi observada a ocorrência de duas espécies, *Bledius hermani* e *Bledius caribbeanus*, sendo a maioria (89,07 %) pertencente à espécie *B. hermani*. Houve diferença significativa, entre as praias analisadas, nas abundâncias da população total de *Bledius* spp. ($F=20,324$, $p<0,001$), assim como de indivíduos adultos ($F=20,923$, $p<0,001$) e larvas ($F=13,611$, $p<0,001$).

As maiores abundâncias de *Bledius* spp. tanto para a população total quanto para indivíduos adultos, foram observadas nas praias do Abaís e B. Doce, consideradas de Alta e Moderada urbanização, respectivamente. Os menores valores de abundância foram observados tanto em praias de Baixa quanto de Moderada e Alta urbanização (P. Saco,

Refúgio, P. Costa 1, P. Costa 2, Rebio de Sta. Isabel e L. Redonda) (Figs. 2a e 2 b). Houve uma diferenciação bem evidente na abundância das larvas entre as praias, com os maiores valores de abundância sendo observados em praias de “Moderada” (Mosqueiro e B. Doce) e “Alta Urbanização” (Náufragos e Aruanda). Entretanto a maioria dos setores, pertencentes a todos os graus de urbanização, apresentaram baixos valores de abundância (Abaís, Caueira, Refúgio, P. Costa 1, P. Costa 2, Olhos D’água e L. Redonda). Durante o estudo foi detectado a ausência de indivíduos no estágio larval na P. Saco e na Rebio de Sta. Isabel (Fig. 2c).

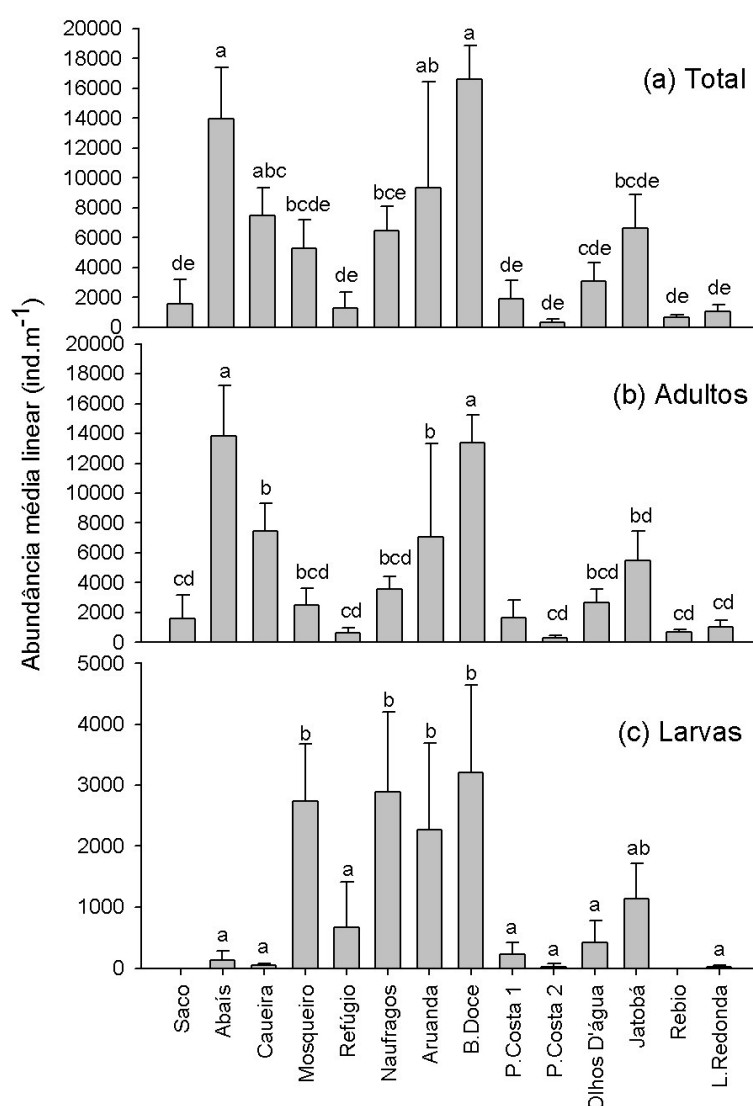


Figura 2. Valores de abundância linear média (\pm desvio padrão) de estafilinídeos total (adultos de *B. hermani*, *B. caribbeanus* e larvas) (a), adultos (b) e larvas (c) ao longo das praias do litoral de Sergipe. Colunas com letras em cima indicam diferenças significativas entre as praias apontadas pelo teste Tukey HSD.

4. Discussão

De uma maneira geral, os setores analisados ao longo do litoral de Sergipe apresentaram morfologias bem similares, onde foram observados perfis de praia extensos e com inclinação suave. O diâmetro do grão, dos setores analisados, foi predominantemente constituído de areia fina, exceto para Mosqueiro (areia muito fina) e L. Redonda (Média), as quais estão localizadas próximas à desembocaduras dos rios Vaza-Barris e São Francisco, respectivamente. Essas características (perfil topográfico extenso e suave, areia fina, muito fina e média) geralmente são mais comuns em praias dissipativas e/ou intermediárias, as quais foram evidenciadas em nossos resultados. Ao longo do litoral de Sergipe foram realizados estudos que reforçam as evidências encontradas por nós, como o predomínio de praias dissipativas e intermediárias, apresentando geralmente baixa declividade da face praial, assim como a composição do sedimento por areias finas e muito finas (Santos et al. 2006; Fontes et al. 2011; 2012; Jesus e Andrade 2013).

As praias também foram investigadas quanto ao grau de urbanização, tendo sido caracterizadas desde praias de alta urbanização, próximas a centros urbanos, até praias de baixa urbanização, próximas a uma Unidade de Conservação. As praias de baixa urbanização (Olhos D'água, Jatobá, Rebio de Sta. Isabel e L. Redonda), observadas no litoral norte do estado, se localizam distante dos principais centros urbanos, são ausentes de estabelecimentos comerciais e residências no pós-praia, e possuem as regiões de dunas mais conservadas de todo o litoral. Quanto às praias de alta urbanização, identificamos regiões que sofrem com interferências antrópicas e outras que além dessa interferência também sofrem por eventos ambientais (erosão). As praias do litoral sul do estado (P. Saco, Abaís e Caueira) estão próximas à desembocadura do Rio Vaza-Barris e do Rio Real e sofrem com graves processos erosivos. Esses processos são agravados devido à forte ocupação da pós-praia, principalmente em Abaís e Caueira, onde as dunas foram removidas para construção de orlas, residências, bares e restaurantes, e posteriormente, estruturas de contenção contra a erosão e avanço das águas. O outro grupo de praias de alta urbanização está situado dentro ou próximo da capital do estado (Aracaju), onde se encontram os grandes centros urbanos, com orlas bem estruturadas, alta concentração de bares, restaurantes e residências (casas e prédios), dunas com elevados sinais de modificação, porém sem fortes evidências de processos erosivos.

Os resultados obtidos no presente estudo não apresentaram evidências concisas que corroborem a hipótese de que o elevado grau de urbanização acarreta em uma redução na abundância de tocas de *O. quadrata*. Tal afirmação foi considerada baseada no fato de que as maiores abundâncias de tocas de *O. quadrata* foram observadas em setores considerados de alta urbanização, diferente do esperado e observado por outros autores (Barros 2001; Blankensteyn 2006; Neves e Bemvenuti 2006; Araujo *et al.* 2008; Souza *et al.*, 2008; Vieira 2015). Resultado semelhante ao do presente estudo foi observado no litoral norte de Cuba, onde Ocaña *et al.* (2012) não evidenciaram relações diretas entre a densidade do *O. quadrata* e os diferentes níveis de interferência humana das oito praias analisadas. Em outro estudo, Steiner e Leatherman (1981) observaram um aumento na densidade de *O. quadrata* em áreas com maior perturbação, o que foi explicado como consequência da atração dos caranguejos pelos alimentos fornecidos de forma indireta por parte das pessoas.

Em relação aos estafilínídeos *Bledius* spp., os resultados obtidos no presente estudo não corroboraram com a hipótese testada, de que o elevado grau de urbanização acarreta em uma redução significativa na abundância desses indivíduos. A falta de evidências concisas em relação à hipótese testada foi observada tanto para a população total, quanto para indivíduos adultos e larvas. Baixas abundâncias na população total e indivíduos adultos de *Bledius* spp. até foram observadas em praias de Alta (P. Costa 2) e Moderada urbanização (P. Saco, Mosqueiro, Refúgio e P. Costa 2), porém não foram suficientes para corroborar com a hipótese testada, visto que abundâncias semelhantes também foram observadas em praias de Baixa urbanização (Olhos D'água, Rebio de Sta. Isabel, L. Redonda). Além disso, foram em setores com maiores graus de urbanização (Abaís, Caueira, Aruanda e B. Doce) que se encontraram as maiores abundâncias.

Poucos estudos buscaram avaliar os efeitos dos diferentes graus de urbanização nas populações de *Bledius* spp (Vieira 2015). Existem fortes evidências de que o pisoteio humano afeta diretamente a abundância desses estafilínídeos (Vieira *et al.* 2012, Vieira 2015, capítulo 2 do presente estudo). Entretanto os efeitos relacionados ao pisoteio, investigados nesses estudos, foram observados em análises espacialmente reduzidas, realizadas em apenas uma praia, o que de certa forma reduz a influência dos diferentes fatores antrópicos e físicos. Quando se trabalha com uma amostra espacial maior, a variação na abundância das espécies pode ser influenciada e deve ser investigado tanto em relação às características físicas quanto às variáveis antrópicas (Vieira 2015), o que deve ser analisado com muito cuidado.

De acordo com Vianna e Borzone (2015), a umidade do sedimento se apresenta como um dos parâmetros ambientais de maior influência na determinação da abundância de *Bledius*. Entretanto, para o presente estudo, não foram observadas influências evidentes da umidade nas populações estudadas, visto que esse parâmetro não apresentou diferenças entre os setores analisados. O diâmetro do sedimento parece ter influenciado na abundância dos estafilínídeos em alguns setores. A praia de L. Redonda, por exemplo, foi caracterizada como de baixa urbanização, na qual era esperada, uma alta abundância de *Bledius* spp, entretanto, foram observados valores significativamente baixos de abundância. O detalhe é que essa praia foi a única que apresentou sedimento composto de areia média, sugerindo assim a influência do diâmetro do sedimento na abundância dos estafilínídeos nesse setor. Uma menor abundância de *Bledius* spp. em praias com sedimento mais grosseiros também foi observada em praias do litoral do Paraná (Gandara-Martins et al. 2010).

No presente estudo as maiores abundâncias de estafilínídeos foram observadas em setores de estágio morfodinâmico intermediário, com valores semelhantes em estágios dissipativos. No litoral do Paraná, Gandara-Martins et al. (2010) também observaram elevadas abundâncias de *B. hermani* em setores dissipativos. Em contrapartida, ainda no litoral do Paraná, Vieira (2015) identificou elevadas abundâncias de *Bledius* spp. em setores de estágio intermediário e refletivos. Elevadas abundâncias desses indivíduos em diferentes estágios morfodinâmicos sugere um comportamento de alta plasticidade de *Bledius* spp. em relação às características morfodinâmicas.

5. Referências Bibliográficas

- Almeida P.C. 2005. Capacidade de suporte, macroinfauna e percepção ambiental: áreas preservadas e urbanizadas da Praia da Barra da Tijuca, Rio de Janeiro. Monografia (Graduação em Biologia Marinha) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 53p.
- Araujo C.C.V, Rosa D.M. e Fernandes J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21 (4): 73–80.
- Barros F. 2001. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97: 399-404.
- Blankensteyn A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3): 870–876.
- Blott S.J and Pye K. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1237-1248.
- Calvão T, Pessoa M.F & Lindon F. C. 2013. Impact of human activities on coastal vegetation – A review. *Emir. J. Food Agric*, 25 (12): 926-944
- Carignan V & Villard M.A. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environ. Monit. Assess.* 78, 45–61.
- Caron E & Ribeiro-Costa C.S. 2007. *Bledius* Leach from southern Brazil (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(4): 452-457.
- Dean R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. *Proceeding of the Conferences on engineering dynamics in the surf zone*. Sydney, NSW. 208–214.
- Defeo O, McLachlan A, Shoeman D.S, Schlacher A, Dugan J, Jones A, Lastra M & Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 81:1- 12.

Fontes A.L, Correia A.L.F, Alves N.M. De S & Silva D.B.Da. 2011. Litoral sul do estado de Sergipe: Condicionantes Ambientais e Erosão Costeira. In: XII Abequa, 2011, Rio de Janeiro. Anais.

Fontes A.L, Correia A.L.F & Costa J.J. 2012. A bacia costeira do rio Japarutuba: potencial geoambiental e morfodinâmica das praias oceânicas adjacentes. Revista geonorte, Edição Especial, MANAUS - AM, p. 1450 - 1459.

Fulton E.A, Smith A.D.M & Punt, A.E. 2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? ICES J. Mar.Sci. 62, 540–551.

Gandara-Martins A.L, Borzone C.A, Rosa L.C. & Caron E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxypodinae) Ocorrência nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. Braz. J. aquat. Sci. Technol, 14 (2): 23-30.

Gibbs R.J, Matthews M.D & Link D.A. 1971. The relationship between sphere size and settling velocity. Journal of Sedimentary Petrology. 41(1): 7-18.

Irmeler U. 2012. Effects of Habitat and Human Activities on Species Richness and Assemblages of Staphylinidae (coleoptera) in the Baltic Sea Coast. Psyche, 1-12.

Jesus L.V & Andrade A.C.S. 2013. Parâmetros Granulométricos dos sedimentos da praia dos Artistas-Aracaju-SE. Sergipe: Scientia Plena. 9 (5): p. 1-11.

Lucrezi S, Schlacher T.A & Walker S. 2009. Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. Environmental Monitoring and Assessment, 152: 413-424.

Maccarone A.D & Mathews P.L. 2007. Effect of human disturbance on the abundance and spatial distribution of the Atlantic ghost crab (*Ocypode quadrata*) (Fabricius 1798) on a Texas beach. Texas J. Sci. 59, 51–60.

Magalhães W.F, Lima J.B, Barros F & Dominguez J.M.L. 2009. Is *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) a useful tool for exposed Sandy beaches management in Bahia state (northeast Brazil)? Brazilian Journal of Oceanography, 57 (2): 149–152.

- Martínez M.L, Intralawan A, Vázquez G, Pérez-Maqueo O, Sutton P & Landgrave R. 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological economics* 63, 254-272.
- Masselink G & Short A.D. 1993. The effect of tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. *Journal of Coastal Research*, 9(3): 785-800.
- McLachlan A & Brown A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press.
- McLachlan A, Defeo O, Jaramillo E & Short A.D. 2013. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71: 256-268.
- Neves F.M & Bemvenuti C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43–435.
- Nobre A.M & Ferreira J.G. 2009. Integration of ecosystem-based tools to support coastal zone management. *J. Coastal Res. SI 56*:1676-1680.
- Noriega R, Schlacher T.A & Smeuninx B. 2012. Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. *Journal of Coastal Research*, 28: 123-131.
- Noss R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Cons. Biol.* 4, 355–364.
- Ocaña F.A, Vega A & Córdova E.A. 2012. Distribución espacial de *Ocypode quadrata* (Decapoda: Ocypodidae) en ocho playas de la zona norte oriental de Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 60 (3): 1177 1186.
- R Core Team. 2015. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).
- Resh V.H. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environ. Monit. Assess.* 138, 131–138.

Rosa L.C.R, Borzone C.A, Vieira J.V, Gandara-Martins A.L, Vianna A.X.M.R, Caron E & Ribeiro-Costa C. 2015. Monitoramento das populações de *Bledius* (Insecta: Coleoptera). In: Turra A & Denadai M.R. Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros – ReBentos. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 258p.

Santos M.A, Fontes A.L, Lima E.S & Costa J.J. 2006. Abordagem preliminar da morfodinâmica costeira, análise sedimentar e caracterização de uso do solo do município de Barra dos Coqueiros/Sergipe. In: VI Simpósio Nacional de Geomorfologia/Regional Conference on Geomorphology, p. 10.

Schlacher T.A & Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147, 123-132.

Sigmaplot. 2006. Exact Graphy for Exact Science. Version 10.0.

Souza J.R.B, Lavoie N, Bonifácio P.H & Rocha C.M.C. 2008. Distribution of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) on sandy beaches of northeastern Brazil. *Atlântica*, 30: 139-145.

Steiner A.J & Leatherman, S.P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* Fab. *Biological Conservation*, 20: 111-122.

Suguio K. 1973. Introdução à sedimentologia. Universidade de São Paulo.

Tanner W.F. 1995. Environmental clastic granulometry. Florida Global Survey, Special Publication 40. 163 p.

Turra A, Gonçalves M.A.O & Denadai M.R. 2005. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. *Journal of Natural History*, 39: 2163-2177.

Underwood A. J. 1997. Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge, 504p.

Van Dam A.R & Van Dam M.H. 2008. Impact of off-road vehicle use on dune endemic Coleoptera. *Annu. Entomol. Soc. Am.* 101, 411–417.

Veloso V.G, Neves G & Capper L.A. 2011. Sensitivity of a cirolanid isopod to human pressure. *Ecological Indicators*, 11: 782-788.

- Veloso V.G, Neves G, Lozano M, Perez-Hurtado A, Gago C & Hortas G. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (1):126-133.
- Veloso V.G, Sallorenzo I.A, Ferreira B.C.A & Souza G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(1):13-21.
- Veloso V.G, Silva E.S, Caetano C.H.S & Cardoso R.S. 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro state, Brazil. *Biological Conservation*, 127, 510–515.
- Vianna A.X.M.R & Borzone C.A. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 105(1): 122-132.
- Vieira J. V. 2015. Efeitos dos distúrbios antrópicos associados ao uso recreativo na fauna de praias: implicações para o manejo e conservação. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 148 p.
- Vieira J.V, Borzone C.A, Lorenzi L & Grecco F.C. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2): 137-150.

Capítulo 2. Impactos provocados pelo uso recreativo sobre espécies bentônicas supralitorais de uma praia arenosa tropical.

1. Introdução

Praias arenosas são ambientes dinâmicos, onde sua estrutura física é determinada basicamente pela interação do sedimento, das ondas e da maré (McLachlan & Brown 2006). Esses ambientes oferecem diversos serviços para o ecossistema, como o armazenamento e transporte dos sedimentos, proteção contra eventos extremos e elevação do nível do mar, filtragem da água, manutenção da biodiversidade, entre outros (Defeo et al. 2009). As praias se apresentam também como um recurso econômico fundamental para as regiões litorâneas, atraindo uma maior quantidade de usuários locais e turistas em comparação com os demais ecossistemas costeiros (Maguire et al. 2011). Porém, a praia é um ecossistema frágil, por sofrer interação de fatores climáticos, geológicos, oceanográficos, hidrológicos e antrópicos (Souza et al. 2008).

As intervenções antrópicas realizadas nas praias têm o objetivo de oferecer moradia, turismo e lazer, além de facilitar o acesso ao mar e disponibilizar serviços básicos aos usuários (Veloso et al. 2008; Defeo et al. 2009). Dentre as atividades que mais impactam o ambiente praias, podem ser frequentemente percebidas atividades como o pisoteio, tráfego de veículos, limpeza mecânica das praias, entre outras (McLachlan & Brown 2006). Essas atividades podem alterar as características e o funcionamento das praias, provocando a perda de cobertura vegetal, mudanças na compactação do solo, assim como efeitos no tamanho, composição e distribuição da biodiversidade desses ambientes (Barros 2001; Veloso et al. 2008; Defeo et al. 2009).

O pisoteio humano tem sido investigado e dito como uma das principais atividades recreativas causadoras de impactos em praias. Embora o pisoteio afete diretamente a região de dunas, com efeitos negativos na vegetação e no sedimento (Andersen 1995; McLachlan & Brown 2006; Talora *et al.* 2007; Dugan & Hubbard 2010), é na região não vegetada onde as pessoas mais se concentram e conseqüentemente onde ocorre a maior parte do pisoteio humano proveniente de atividades recreativas (Schlacher & Thompson 2012). Essa parte não vegetada é onde se encontra a maior parte da macrofauna bentônica, sendo esta muito utilizada na avaliação dos impactos provocados pelo pisoteio humano.

Os primeiros estudos que buscaram investigar os impactos provocados pelo pisoteio humano na macrofauna bentônica de praias encontraram resultados contraditórios. Em um estudo que buscou comparar um local com livre acesso e outro com a exclusão de pessoas, Jaramillo et al. (1996) não observaram efeitos negativos relacionados ao pisoteio. Entretanto, Moffet et al. (1998) observaram a partir de um experimento, que elevadas intensidades de pisoteio humano provocaram efeitos negativos na população de misidáceos e juvenis de bivalves. A partir daí foram realizados diversos estudos com o objetivo de investigar os impactos provocados pelo pisoteio na macrofauna bentônica de praias. Tanto em nível de comunidade, foram observados efeitos negativos na abundância e riqueza de espécies, em locais com intenso pisoteio humano (Weslawski et al. 2000; Schlacher & Thompson, 2012; Vieira et al. 2012; Reyes-Martinez et al. 2015). Quanto em nível de população, o pisoteio humano foi dito como responsável pela diminuição e até mesmo desaparecimento de anfípodas (Scapini et al. 2005; Ugolini et al. 2008; Veloso et al. 2008; 2009) e decápodes *Ocypode* (Barros, 2001, Araujo et al. 2008; Lucrezi et al. 2009a,b; Vieira 2012, 2015).

De acordo com McLachlan & Brown (2006), as espécies que habitam a região supralitoral (superior) apresentam uma maior vulnerabilidade ao pisoteio humano. Dentre os organismos encontrados na região superior das praias, os caranguejos pertencentes ao gênero *Ocypode* estão entre os mais estudados, visto que apresentam uma distribuição circunglobal, sendo encontrados em regiões tropicais, subtropicais e regiões temperadas (McLachlan & Brown, 2006). No Brasil é encontrada apenas a espécie *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787, conhecida popularmente como caranguejo-fantasma, vasa-mar, guaru, guri, maria-farinha ou siripadoca, a qual se distribui por todo Atlântico Ocidental, desde o estado da Ilha de Rodes nos Estados Unidos até o estado do Rio Grande do Sul no Brasil (Melo 1996).

Levando em consideração a facilidade na estimativa da densidade populacional da espécie por meio da contagem de tocas (Warren 1990), caranguejos do gênero *Ocypode* foram indicados como eficientes bioindicadores de impactos ambientais em praias mesmo que em curto prazo (Barros 2001). Diversos estudos têm utilizado caranguejos do gênero *Ocypode* como bioindicadores frente às diferentes atividades recreativas (Blankensteyn 2006; Neves & Bemvenuti 2006; Araujo et al. 2008; Hobbs et al. 2008; Souza et al. 2008; Lucrezi et al. 2009b; Magalhães et al. 2009; Vieira 2012, 2015). Entretanto, poucos estudos observaram o pisoteio humano como fator responsável na redução dos caranguejos (Araujo et al. 2008; Lucrezi et al. 2009a,b; Vieira 2012, 2015).

Outros organismos comumente encontrados em praias arenosas por todo o mundo são os insetos pertencentes à família Staphylinidae, sendo as espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 a mais comum (McLachlan & Brown 2006). Esses indivíduos ocorrem frequentemente em locais de areia úmidos, próximos a corpos d'água, onde tenha pouca ou nenhuma vegetação (Vianna & Borzone 2015). Os estafilinídeos podem ser visualizados pelas marcas das suas galerias superficiais, identificadas por traços de areia sinuosos e agrupados (Gandara-Martins et al. 2010, Vianna & Borzone 2015). Em um catálogo sobre as espécies de Staphylinidae, Herman (2001) catalogou 10 espécies de *Bledius* para o litoral do Brasil. Entretanto, em estudos recentes envolvendo a ecologia do gênero foram observadas a ocorrência de 4 espécies de *Bledius*: *B. bonariensis* Bernhauer, 1912; *B. fernandesi* Bernhauer, 1939; *B. hermanni* Caron & Ribeiro-Costa, 2007 e *B. caribbeanus* Blackwelder, 1943 (Caron e Ribeiro-Costa 2007; Gandara-Martins et al. 2010; Vieira et al. 2012; Rosa et al. 2013; Vianna & Borzone 2015).

Indivíduos pertencentes à família Staphylinidae foram observados como organismos bioindicadores de impactos antrópicos de ecossistemas variados, inclusive de praias (Bohac 1999; Ruzicka & Bohac 1994). O uso desses insetos como bioindicadores de estresse ambiental se dá devido sua facilidade de identificação e coleta, ampla distribuição costeira, assim como sua sensibilidade a impactos antrópicos (Gandara-Martins et al. 2010; Irmiler 2012). No Brasil, trabalhos usando esse organismo como bioindicador são escassos, tendo sido realizados apenas no sul do país. No Paraná, Vieira et al. (2012), ao investigar a comunidade bentônica em setores com diferentes intensidades de pisoteio, observaram a ausência do coleóptero *Bledius bonariensis* no setor urbanizado. Recentemente, Vieira (2015) realizou um estudo ainda no Paraná, investigando a vulnerabilidade de *Bledius spp.* ao uso recreativo na região de praias e observou reduções drásticas na densidade de adultos de *B. bonariensis* e *B. fernandesi*, assim como ausência de *B. hermanni*, no setor de maior uso pelas pessoas.

Mediante os resultados contraditórios relacionados aos impactos provocados pelo pisoteio humano nas populações do caranguejo *O. quadrata*; o baixo número de estudos de *Bledius spp.* como bioindicador de impactos provocados pelo pisoteio humano; assim como a falta de estudos dessa natureza na região nordeste do Brasil, o presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito da intensidade do uso recreativo (número de frequentadores) sobre as populações de *Bledius spp.* e *O. quadrata* na praia de Aruanda. Sendo assim, testaremos a hipótese de que o elevado número de frequentadores encontrado no setor perturbado das praias acarreta uma redução significativa na abundância de *Bledius spp.* e *O. quadrata*.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Praia de Aruanda, localizada no município de Aracaju porção central do litoral sergipano, Nordeste do Brasil. Aruanda é uma praia arenosa com características morfodinâmicas dissipativas, apresentando ao longo de sua extensão áreas com diferentes graus de urbanização, podendo ser observados setores com baixa urbanização e setores com alta urbanização (considerando a situação das dunas, presença de bares e restaurantes, prédios, casas, instalações hoteleiras, facilidade de acesso e amplas áreas de estacionamento).

Nessa praia foram estabelecidos dois setores: “Perturbado” (Lat. 11°026’S; Long. 37°075’W) (situado em frente a bares e restaurantes, onde a vegetação de dunas foi substituída por estruturas físicas que favorecem o acesso e/ou a permanência dos banhistas na praia) e um setor “Controle” (Lat. 11°036’S; Long. 037°082’W; Fig. 1) (distante aproximadamente 1,5 km do setor perturbado, com ausência de estabelecimentos comerciais e apresentando uma faixa de aproximadamente 50 m de largura de vegetação de dunas) (Fig. 1). Em cada setor foram estabelecidos cinco transectos (1m²) perpendiculares à linha d’água, dentro de uma faixa de 50 m da extensão total da praia. As amostragens foram realizadas em três etapas distintas: antes (Janeiro/2015), durante (Fevereiro/2015) e após as férias de carnaval (Março/2015).

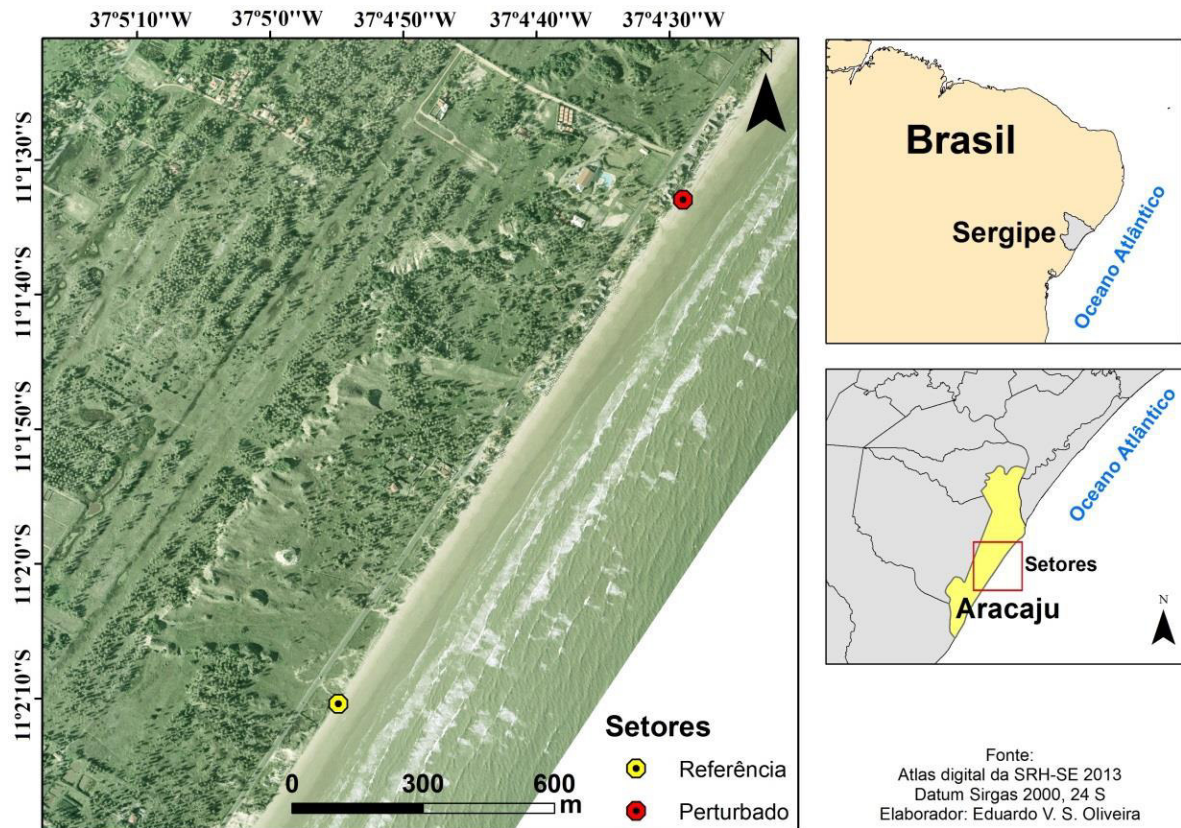


Figura 1. Localização geográfica dos setores “Perturbado” e “Controle” na Praia de Aruanda (SE).

2.2. Delineamento amostral e processamento das amostras

A fim de medir o grau do uso recreativo de cada setor, foi delimitada uma faixa de 50 metros de largura da extensão total da praia, onde mensalmente (Jan/Fev/Mar) foram realizados censos de frequentadores (Turistas, moradores, vendedores ambulantes, entre outros). Foram considerados nesses censos pessoas que estavam presentes desde a região superior, representada pela calçada dos estabelecimentos (setor perturbado) ou pela linha de base das dunas (setor controle), até a região da água onde podiam ser vistos frequentadores. Os censos foram realizados, em ambos os setores, uma vez a cada 1 hora, no período compreendido entre as 08:00 e 15:00 horas, sempre durante os finais de semana com tempo propício (sem chuvas) à presença de frequentadores.

Para a caracterização física do ambiente foi mensurado o perfil topográfico de cada setor, no início do estudo (Janeiro/2015), com o auxílio de um nível de precisão e uma régua

metrada, desde a linha de detritos (região supralitoral) até o limite inferior da maré baixa (região infralitoral). Durante essa caracterização foi medido também o regime de ondas atuantes, sendo estimada a altura da onda na arrebentação (H_b), de maneira visual no instante anterior à sua quebra; e o período da onda (T), correspondente a 1/10 do tempo total cronometrado para a quebra de 11 cristas consecutivas em um ponto fixo.

A caracterização granulométrica foi feita através da retirada de amostras de sedimento, de forma alternada entre os transectos (T1, T3, T5), ao longo dos níveis superior, central e inferior dos transectos selecionados, com o auxílio de um amostrador cilíndrico (5 cm de diâmetro x 10 cm de profundidade), totalizando nove amostras por setor. Nos mesmos pontos, foram feitas aferições do grau de compactação do sedimento com o auxílio de um penetrômetro manual (kg/cm^2). Em laboratório, as amostras de sedimentos foram pesadas em uma balança digital (precisão 0,0001 g) e secas em estufa (60° por 48 h) para determinar o teor de umidade do solo, através da fórmula: $h = (Pa/Ps) \cdot 100$, sendo Pa o Peso úmido e Ps o peso seco da amostra. Para a análise granulométrica do sedimento, as amostras foram lavadas (água destilada) e passaram por uma nova etapa de pesagem e secagem, sendo então submetidas a técnicas de peneiramento (Suguio 1973).

Foram realizadas amostragens tanto de *Bledius* spp. quanto de *O. quadrata*, após a caracterização do uso recreativo de cada mês, durante os períodos de maré baixa de sizígia. As amostragens foram feitas na ausência de condições climáticas adversas, como chuvas fortes, ressacas de marés e ventos intensos, visto que esses fatores afetam diretamente a atividade e a visualização das espécies estudadas (Alberto e Fontoura 1999; Rosa et al. 2015). As amostragens de *O. quadrata* foram realizadas através da contagem e medição de suas tocas ativas (sinais de atividades recentes) ao longo de cada transecto. A quantificação das tocas foi feita através da delimitação de quadrantes (1m^2) dispostos ao longo da distribuição da espécie nos transectos. Já o diâmetro da abertura das tocas foi medido com o auxílio de um paquímetro digital (0,01 mm de precisão).

Ao longo de cada transecto, foi coletado uma amostra de *Bledius* spp. nos quadrantes que correspondiam a faixa de distribuição dos *Bledius*, identificada pela presença de seus rastros (Rosa et al 2015). As amostras foram obtidas com o auxílio de um amostrador cilíndrico ($0,017\text{ m}^2$ de área), sendo enterrado a 5 cm de profundidade no sedimento, apresentando a extremidade superior envolvida com um saco plástico, para evitar a fuga dos indivíduos (Rosa et al. 2015), onde foram devidamente armazenados e etiquetados. Em

laboratório as amostras de *Bledius* spp. foram fixadas em formol 5 %, e posteriormente foram peneiradas através de uma malha de 0,3 mm de abertura, de forma que os indivíduos retidos foram identificados (Caron & Ribeiro-Costa 2007) e quantificados com o auxílio de um estereomicroscópio.

2.3. Análise de dados

Os dados resultantes do processo de peneiramento foram computados com o auxílio do GRADISTAT v.8.0 (Blott e Pye 2001), sendo obtidos valores de tamanho médio, grau de seleção e assimetria do grão de acordo com o Método dos Momentos (Tanner 1995) e expressos em ϕ (“phi” = $-\log_2$ diâmetro mm). O estado morfodinâmico de cada setor foi obtido através da plotagem dos valores de regime de ondas atuantes e tamanho do grão, sobre o modelo proposto por Masselink e Short (1993) com a utilização do parâmetro adimensional Ω através da fórmula $\Omega = H_b/W_s \cdot T$ (Dean 1973). A velocidade de decantação do sedimento (W_s) foi obtida a partir das tabelas de Gibbs *et al.* (1971).

Dados abióticos (diâmetro do grão, umidade e compactação do sedimento), abundância de frequentadores e diferenças na abundância linear (ind./m¹) das populações de *Bledius* spp. (população total, adultos e larvas) e *Ocypode quadrata* foram investigadas entre os setores (“Perturbado” e “Controle”) e meses (Janeiro, Fevereiro e Março) através de análises de variância bifatorial (ANOVA). A priori a normalidade dos dados foi analisada através de um teste Shapiro (Underwood 1997). Nos casos onde a ANOVA indicou diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$), foi aplicado um teste múltiplo de contraste de Tukey (Underwood 1997). As análises foram realizadas com auxílio do software R versão 3.2.3 (R Core Team 2015) e os gráficos foram gerados através do Sigma Plot 10.0 (Sigmaplot 2006).

3. Resultados

As características sedimentares e morfológicas foram semelhantes em ambos os setores. O sedimento em ambos os setores foi predominantemente classificado como areia fina (2 - 3 ϕ), bem selecionado (0,35 – 0,50 ϕ) e apresentou distribuição simétrica (-0,43 - +0,43 ϕ) (Tab. 1). Não foi observada diferença significativa no teor de umidade ($F=2,189$, $p > 0,05$) e na compactação do sedimento ($F=9,286$, $p > 0,05$) entre os setores. (Tab. 1).

Tabela 1. Valores médios (\pm desvio padrão) de características dos sedimentos observados no setor Perturbado e Controle da praia da Aruanda (Aracaju/SE) ao longo dos meses de estudo.

	Janeiro/15		Fevereiro/15		Março/15	
	Perturbado	Controle	Perturbado	Controle	Perturbado	Controle
Tamanho do grão (ϕ)	2,86 ($\pm 0,06$)	2,89 ($\pm 0,10$)	2,86 ($\pm 0,03$)	2,87 ($\pm 0,05$)	2,94 ($\pm 0,05$)	2,92 ($\pm 0,07$)
Grau de seleção (ϕ)	0,49 ($\pm 0,02$)	0,5 ($\pm 0,01$)	0,49 ($\pm 0,01$)	0,49 ($\pm 0,01$)	0,49 ($\pm 0,003$)	0,49 ($\pm 0,01$)
Assimetria (ϕ)	0,25 ($\pm 0,24$)	0,02 ($\pm 0,22$)	0,26 ($\pm 0,22$)	0,30 ($\pm 0,24$)	0,14 ($\pm 0,18$)	0,22 ($\pm 0,24$)
Teor de umidade (%)	5,67 ($\pm 3,69$)	6,34 ($\pm 3,96$)	10,51 ($\pm 5,75$)	13,19 ($\pm 2,89$)	23,19 ($\pm 4,39$)	25,65 ($\pm 4,43$)
Taxa de Compactação (Kg/cm^2)	0,05 ($\pm 0,02$)	0,19 ($\pm 0,18$)	0,34 ($\pm 0,51$)	0,35 ($\pm 0,54$)	0,62 ($\pm 0,36$)	0,65 ($\pm 0,50$)

Ambos os setores da praia de Aruanda apresentaram inclinação suave e largura de praia extensa (Fig. 2). Independente dos setores, a altura da onda foi mensurada em 90 cm, enquanto que o tempo da onda foi de 9,0 s no setor perturbado e 10,5 s no setor controle. De acordo com o parâmetro adimensional Ω , ambos os setores foram classificados como dissipativos ($\Omega > 6$) (Tab. 2).

Tabela 2. Parâmetros morfodinâmicos observados para o setor perturbado e Controle da praia da Aruanda (Aracaju/SE) durante o mês de Janeiro/2015 (Hb=Altura da onda, T= Tempo da onda, Ω = Parâmetro adimensional Ω).

	Perturbado	Controle
Largura da praia (m)	144	135
Inclinação ($^\circ$)	1,5	1,5
Hb (cm)	90	90
T (s)	9,0	10,5
Ω	7,1	6,1

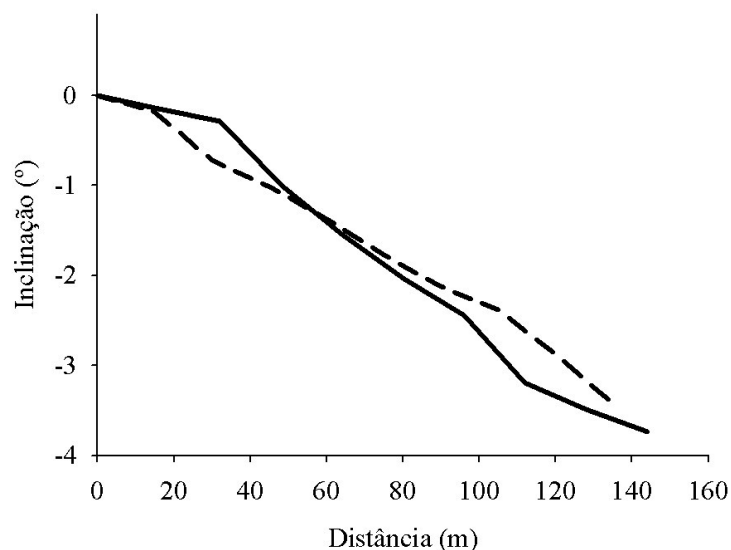


Figura 2. Perfil morfodinâmico dos setores perturbado (linha contínua) e controle (linha tracejada) da praia da Aruanda (Aracaju/SE) observado durante o mês de Janeiro/2015.

Como esperado, o número de frequentadores foi significativamente maior ($F=104,75$, $p < 0,001$) no setor "perturbado" do que no "controle" em todos os meses de estudo. Entretanto, não foi observada diferença na abundância de frequentadores entre os meses de estudo ($F=1,42$, $p > 0,05$) (Fig. 3).

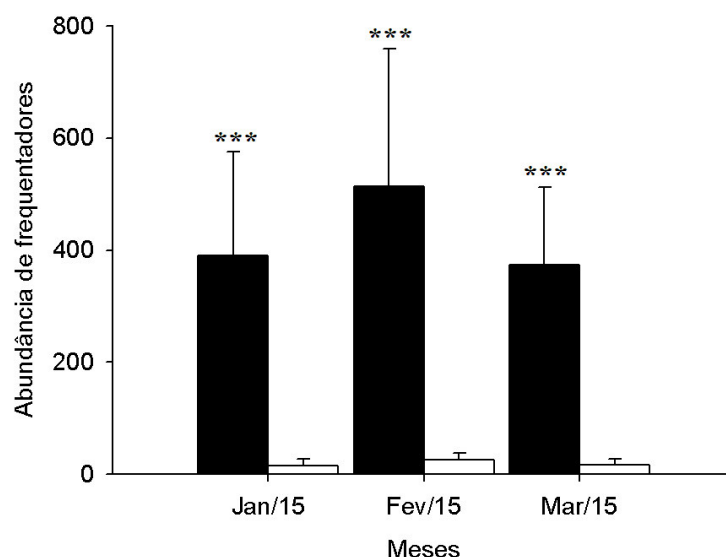


Figura 3. Abundância média (\pm desvio padrão) dos frequentadores da praia de Aruanda entre os setores perturbado (colunas preta) e controle (colunas brancas) ao longo dos meses de estudo. Colunas com asterisco em cima indicam diferenças significativas (ns $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$) na abundância de frequentadores entre os setores em cada mês, apontadas pelo teste de Tukey HSD.

Foi registrado um total de 358 tocas de *Ocypode quadrata* ao longo dos meses de estudo, de forma que a maior parte das tocas (60,66 %) foi observada no setor controle. A partir de uma análise de distribuição de frequência, foi observado uma predominância de tocas de indivíduos juvenis (<15 mm) entre os setores em todos os meses de estudo, com a distribuição de frequência dos indivíduos juvenis variando entre 68,54 % (Janeiro/Controle) e 90,90 % (Março/Controle) (Fig. 4).

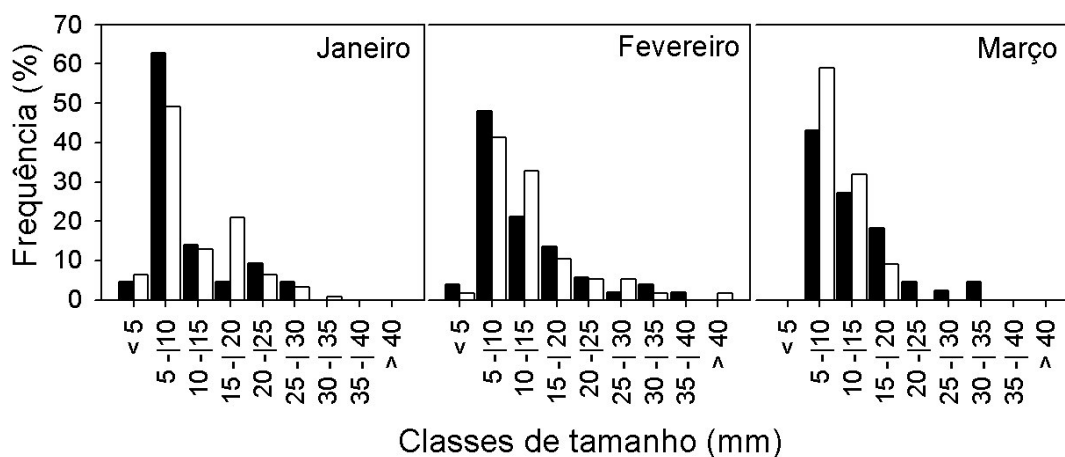


Figura 4. Distribuição de frequências do diâmetro das tocas de *O. quadrata* entre os setores perturbado (colunas pretas) e controle (colunas brancas) ao longo dos meses de estudo.

A abundância média linear de tocas de *O. quadrata* apresentou diferença significativa entre os setores ($F=14,066$, $p<0,001$), com o setor “controle” apresentando valores de abundância significativamente maiores que o setor “perturbado” (TukeyHSD, $p<0,001$), exclusivamente durante o mês de janeiro (Fig. 5). Quando comparada a abundância de tocas entre os meses, também foram identificadas diferenças significativas ($F=22,821$, $p<0,001$), sendo observada uma queda na abundância de tocas ao longo dos meses. Desta forma, o mês de janeiro apresentou abundância de tocas maior que o mês de fevereiro (TukeyHSD, $p<0,01$), que por sua vez foi maior que março (TukeyHSD, $p<0,05$).

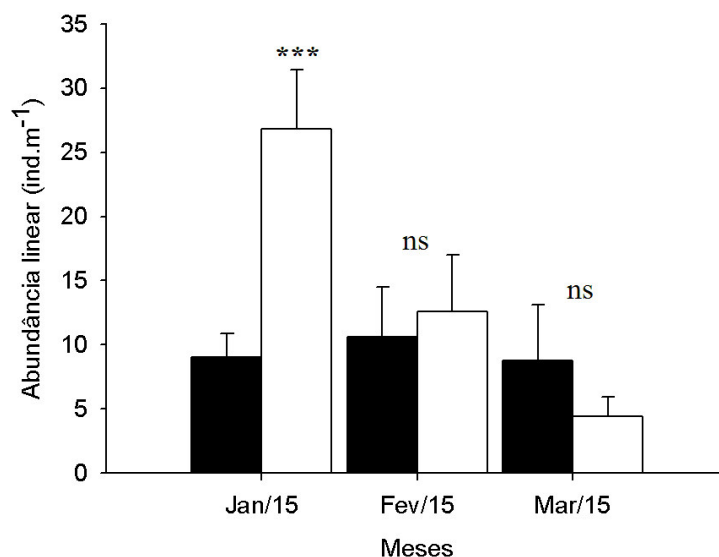


Figura 5. Abundância linear média (\pm desvio padrão) de tocas de *O. quadrata* da praia de Aruanda (Aracaju/SE) entre o setor perturbado (colunas preta) e controle (colunas brancas) ao longo dos meses de estudo. Colunas com asterisco em cima indicam diferenças significativas (ns $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$) na abundância de tocas entre os setores em cada mês, apontadas pelo teste de Tukey HSD.

Durante as amostragens de *Bledius* spp. foram coletados um total de 10.962 indivíduos, sendo 6802 adultos e 4160 larvas. Considerando os indivíduos adultos foi observada a presença de duas espécies, *Bledius hermani* e *Bledius caribbeanus*, sendo a maioria (98,68 %) pertencente à espécie *B. hermani*. Foram encontradas diferenças significativas na abundância da população total de *Bledius* spp ($F=133,75$, $p<0,001$), dos indivíduos adultos ($F=65,954$, $p<0,001$) e dos indivíduos no estágio larval ($F=62,851$, $p<0,001$) entre os setores “controle” e “perturbado”. Em todos os casos, valores de abundância foram significativamente menores no setor perturbado. Sendo que para a população total e indivíduos adultos, menores valores de abundância foram observados no setor perturbado dos meses de fevereiro e março (TukeyHSD, $p<0,001$) (Fig. 6a e 6b), enquanto que para indivíduos nos estágio larval menores valores de abundância foram observados no setor perturbado (TukeyHSD, $p<0,001$), exclusivamente durante o mês de fevereiro (Fig. 6c)

Quando comparada a abundância de *Bledius* spp. entre os meses, foram identificadas diferenças significativas na abundância da população total de estafilínídeos ($F=24,298$, $p<0,001$), assim como para os indivíduos adultos ($F=6,431$, $p<0,001$) e larvas ($F=10,007$,

$p < 0,001$). Foi observada uma maior abundância da população total, adultos e larvas durante os meses de fevereiro e março.

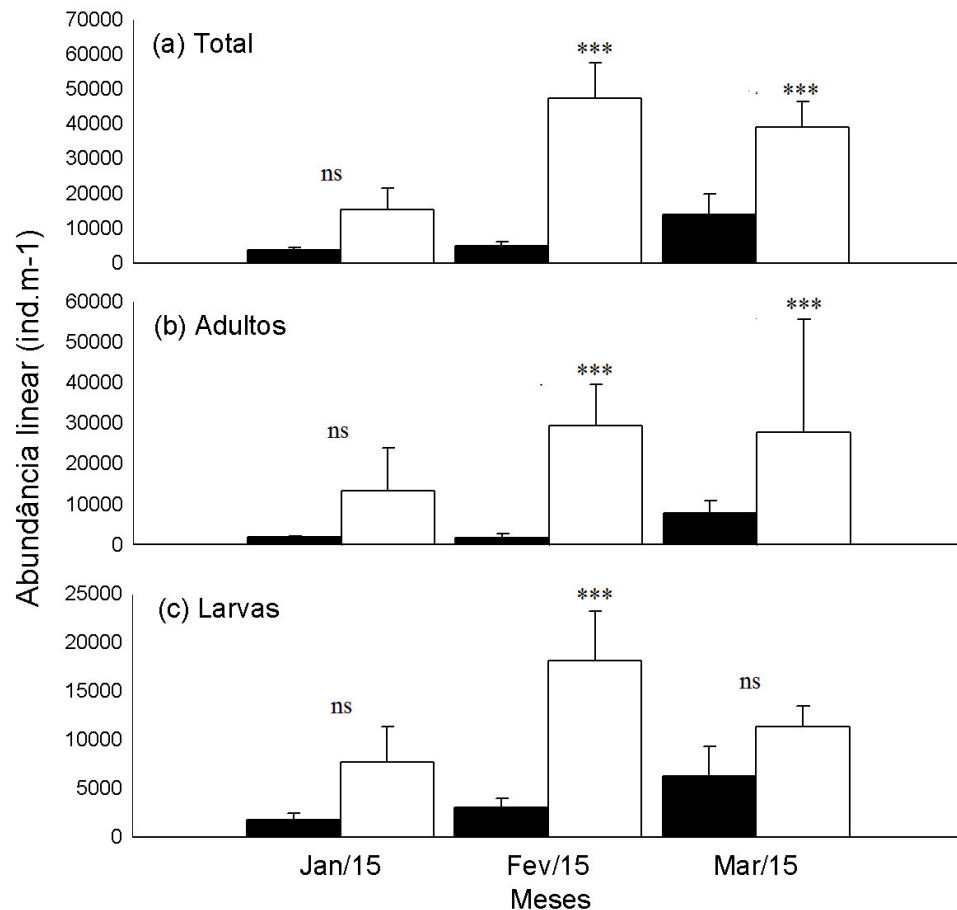


Figura 6. Valores de abundância linear média (\pm desvio padrão) de estafilínídeos total (adultos de *B. hermani*, *B. caribbeanus* e larvas) (a), adultos (b) e larvas (c) da praia de Aruanda entre o setor perturbado (colunas pretas) e controle (colunas brancas) ao longo dos meses de estudo. Colunas com asterisco em cima indicam diferenças significativas (ns $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$) na abundância de *Bledius* spp. entre os setores em cada mês, apontadas pelo teste de Tukey HSD.

4. Discussão

No presente estudo foi possível observar que os setores (perturbado e controle) investigados da Praia de Aruanda apresentaram características morfodinâmicas bem semelhantes. Houve semelhança no estágio morfodinâmico, no regime de ondas atuantes e nas características granulométricas. Ambos os setores foram caracterizados como de estágio morfodinâmico dissipativo, caracterizados basicamente pelo seu perfil praiar extenso e com baixa inclinação, assim como constituído de areia fina. A semelhança entre os setores pode

ser explicada pela proximidade destes, visto que ambos fazem parte do mesmo arco praial. Segundo Veloso et al. (2009), a escolha de setores pertencentes ao mesmo arco praial, reduzem a influência de fatores ambientais naturais, mesmo havendo variações desses fatores ao longo da praia.

Mesmo não investigando e quantificando nesse estudo todos os tipos de atividades recreativas realizadas na praia de Aruanda, a análise do censo de frequentadores mostrou ser uma eficiente ferramenta na caracterização do uso recreativo de praias. Podemos visualizar isso no elevado número de frequentadores encontrados no setor perturbado, onde quando comparado com o setor controle, chegou a ser 20 vezes maior em todos os meses de estudo. A superioridade no número de frequentadores no setor perturbado está fortemente associada à alta urbanização nesse local, caracterizado pela presença de bares e restaurantes, estacionamentos, facilidade de acesso à praia, ou seja, estruturas que favorecem a permanência das pessoas nessa região. O censo de pessoas na caracterização do uso recreativo em praias, assim como diferenças significativas no número de frequentadores em setores urbanizados também foi utilizado em diversos estudos (Veloso et al. 2008; 2009; 2011; Vieira et al. 2012; Vieira 2015; Reyes-Martínez et al. 2015).

A ausência de diferença no número de frequentadores entre os meses de estudo (Jan/Fev/Mar) na praia de Aruanda pode ser explicada pelo constante número de frequentadores ao longo do ano nas praias de Aracaju, onde o clima tropical da região e suas características turísticas atraem frequentadores durante todos os meses do ano. Sabe-se que, devido às características climáticas, as praias do litoral do Brasil apresentam diferentes padrões temporais em relação ao uso recreativo. De forma que, as praias do litoral norte e nordeste do país, devido ao seu clima tropical, recebem visitantes durante todo o ano. Diante disso, o pisoteio humano nessas praias deve ser caracterizado como um distúrbio permanente (Vieira 2015), diferente das praias do sul do Brasil, onde o uso recreativo acontece exclusivamente durante a alta temporada de verão, sendo o pisoteio humano considerado como um distúrbio temporário (Defeo *et al.* 2009).

Embora em proporções diferentes, os resultados obtidos nesse estudo corroboram com a hipótese de que o elevado número de frequentadores encontrado no setor perturbado das praias acarreta uma redução significativa na abundância de *Bledius* spp. e *O. quadrata*. Em algumas situações as investigações consideraram os fatores ambientais como principais influências na variação da densidade e riqueza das populações, desconsiderando os impactos

antrópicos como principais causadores dessa variação (Vieira 2015). Em nosso estudo, desconsideramos a influência dos fatores físicos nas comparações das abundâncias das espécies entre os setores, analisando apenas a influência da intensidade do pisoteio humano, visto que ambos os setores (perturbado e controle) estão presentes no mesmo arco praial e apresentam características morfodinâmicas semelhantes.

A hipótese de que o elevado número de frequentadores encontrado no setor perturbado acarreta em uma redução na abundância de tocas de *O. quadrata* foi corroborada, visto que o setor perturbado apresentou abundância de tocas menor que no setor controle. Assim como no presente estudo, impactos negativos nas densidades de tocas do caranguejo *O. quadrata* em praias com intenso pisoteio humano foram observados em alguns estudos (Araujo *et al.* 2008; Noriega *et al.* 2012; Viera 2012; 2015). Alguns autores demonstraram que áreas perturbadas com pisoteio intenso em longo prazo pode ocasionar diminuição significativa na densidade e distribuição de tocas dos congêneres *O. ceratophthalmus* e *O. cordimana* (Lucrezi *et al.* 2009b; Schlacher *et al.* 2010). Em contrapartida, Barros (2001) observou um maior número de tocas de *O. cordimana* em áreas mais urbanas, quando comparada a praias não-urbanas. Do mesmo modo, em Maryland nos EUA, Steiner & Leatherman (1981) observaram que a presença de frequentadores em praias com maior grau de perturbação foi benéfico na densidade de *O. quadrata*, onde os restos de comida serviram como fonte de alimento para os caranguejos, resultando em uma maior densidade desses indivíduos quando comparadas a regiões com menor perturbação.

Embora tenhamos analisado apenas o impacto do pisoteio de frequentadores, não podemos descartar os efeitos provocados pelos veículos automotores. Mesmo que de forma proibida o trânsito de veículos na praia de Aruanda, não é difícil observar a presença de veículos nessa praia, sejam os da Polícia, Corpo de bombeiros, Fiscalização de trânsito, veículos da limpeza municipal, quadriciclos e até mesmo motocicletas utilizadas por vendedores ambulantes (observação pessoal). Impactos negativos no número de tocas de *O. quadrata* em consequência do tráfego de veículos foram observados no litoral do Brasil (Neves e Benvenuti 2006; Blankensteyn 2006) e nos EUA (Steiner & Leatherman, 1981). Na Austrália, Moss & McPhee (2006) também observaram impactos negativos ocasionados pela passagem de veículos na espécie *O. cordinana*.

Outro fato que ficou bem claro nesse estudo foi a queda na abundância de tocas ao longo dos meses de estudo. Embora não tenha sido evidenciado nas análises diferença no

número de frequentadores ao longo dos meses, possível consequência da limitada amostragem espacial (feita apenas em 50 m de extensão da praia) e temporal (apenas um final de semana por mês), era esperado uma maior intensidade no pisoteio humano durante o período de carnaval (fevereiro). Sendo assim, a redução na abundância das tocas do caranguejo *O. quadrata* ao longo dos meses, aumentam a evidencia de que a intensidade do pisoteio humano tem consequência direta nessa população. Como impacto indireto, a reconstrução de tocas danificadas de forma parcial ou até mesmo total por meio dos indivíduos afetados pode resultar em custos de energia e tempo para estes, causando impactos na alimentação, movimentação e reprodução desses caranguejos (Lucrezi et al. 2009a,b; Vieira 2015).

No presente estudo foi observado uma presença elevada de larvas de *Bledius* spp., cerca de 38 % do total dos indivíduos coletados. De acordo com Vianna & Borzone (2015), a alta presença de larvas de *Bledius* spp., encontradas durante o verão sugere essa estação como época de acasalamento de postura de ovos. Mesmo com o intenso pisoteio de frequentadores durante o verão, a praia de Aruanda apresentou uma alta abundância de larvas, principalmente nos meses de fevereiro e março, o que nos leva a considerar que pode ter ocorrido acasalamento e postura de ovos durante essa estação na Praia de Aruanda também. Entretanto, é preciso um estudo mais detalhado sobre a estrutura populacional e estratégia reprodutiva desses coleópteros para essa região.

Os resultados obtidos no presente estudo corroboram com a hipótese testada, de que o elevado número de frequentadores presentes no setor perturbado acarreta em uma redução significativa na abundância dos coleópteros *Bledius* spp. quando comparado ao setor controle. Essa diferença foi observada tanto para a população total, quanto para indivíduos adultos e larvas (sem espécie identificada). Reduções na abundância de *Bledius* spp. provocadas pelo uso recreativo (pisoteio humano) durante a época de verão também foram observadas no litoral sul do Brasil por Vieira et al. (2012) para espécie *B. bonariensis* e por Vieira (2015) para as espécies *B. bonariensis*, *B. fernandezi*, *B. hermani* e larvas de *Bledius* spp.

Foi observada nesse estudo uma predominância da espécie *B. hermani* quando comparada à espécie *B. caribbeanus*. Assim como no presente estudo, Gandara-Martins et al. (2010) observaram no litoral sul do Brasil, que *B. hermani* se apresentou como a espécie mais abundante dentre as encontradas para a região. Em outro estudo ainda no sul do Brasil, Vieira (2015) detectou a ausência de indivíduos de *B. hermani* em um setor de “alto uso”, submetido a um intenso pisoteio das pessoas, o que não foi visto para nenhuma das outras espécies de

estafilinídeos encontradas durante o estudo. Com isso apresentamos fortes evidências de que a espécie *B. hermani* apresenta uma alta susceptibilidade aos efeitos provocados pelo pisoteio humano.

As áreas das praias que possuem uma maior disposição à recreação, além de apresentarem um maior pisoteio humano, também são comumente impostas à limpeza mecânica e possuem uma grande tendência a serem desprovidas de dunas (Veloso et al. 2009). Esse é o caso da praia da Aruanda, onde ocorre limpeza mecânica principalmente e de forma mais intensa na “linha de detritos” das áreas mais urbanizadas, local onde se concentram as espécies de *Bledius* spp., fato observado também por Vianna & Borzone (2015). Isso faz como que as diferentes ações antrópicas responsáveis pela diminuição e perda da biodiversidade desse ecossistema se confundam na hora de identificar qual destas ações está sendo a principal causadora destas consequências. Essa atividade pode ocasionar destruição das galerias dos estafilinídeos, assim como danos no corpo do animal e alteração no comportamento de forrageamento (Herman, 1986, Vieira 2015). Sendo assim é preciso cuidado ao afirmar as possíveis atividades causadoras de impactos na biodiversidade de praias, sendo necessárias abordagens experimentais que possam estudar isoladamente cada uma dessas atividades e seus possíveis efeitos.

5. Referências bibliográficas

- Alberto R.M.F & Fontoura N.F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 95-108.
- Andersen U.V. 1995. Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. *Biological Conservation*. v.71, p. 223-230.
- Araujo C.C.V, Rosa D.M. & Fernandes J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21 (4): 73–80.
- Barros F. 2001. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97: 399-404.
- Blankensteyn A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3): 870–876.
- Blott S.J. & Pye K. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1237-1248.
- Bohac J. 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74: 357-372.
- Caron E. & Ribeiro-Costa C.S. 2007. *Bledius* Leach from southern Brazil (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(4): 452-457.
- Dean R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. *Proceeding of the Conferences on engineering dynamics in the surf zone*. Sydney, NSW. 208–214.
- Defeo O, McLachlan A, Shoeman D.S, Schlacher A, Dugan J, Jones A, Lastra M & Scapini F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 81:1- 12.
- Dugan J.E & Hubbard D.M. 2010. Loss of coastal strand habitat in Southern California: the role of beach grooming. *Estuaries and Coasts*, 33:67-77.

- Gandara-Martins A.L, Borzone C.A, Rosa L.C. & Caron E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) Ocorrência nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Braz. J. aquat. Sci. Technol*, 14 (2): 23-30.
- Gibbs R.J, Matthews M.D & Link D.A. 1971. The relationship between sphere size and settling velocity. *Journal of Sedimentary Petrology*. 41(1): 7-18.
- Herman L.H. 1986. Revision of *Bledius*. Part IV. Classification of species groups, phylogeny, natural history, and catalogue (Coleoptera, Staphylinidae, Gandara-Martins et al.: O gênero *Bledius* das praias arenosas do Paraná 30 Oxytelinae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 184: 1–368.
- Herman L.H. 2001 Catalog of the Staphylinidae (Insecta: Coleoptera) 1758 to the end of the second millennium, parts I-VII. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 167:1-4218.
- Hobbs C.H, Landry C.B & Perry J.E. 2008. Assessing anthropogenic and natural impacts on ghost crabs (*Ocypode quadrata*) at Cape Hatteral National Seashore, North Carolina. *Journal of Coastal Research*, 24: 1450-1458.
- Irmeler U. 2012. Effects of Habitat and Human Activities on Species Richness and Assemblages of Staphylinidae (coleoptera) in the Baltic Sea Coast. *Psyche*, 1-12.
- Jaramillo E, Contreras H & Quijón P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of South-Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 655-663.
- Lucrezi S, Schlacher T.A & Robinson W. 2009(a). Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, 9: 913-921.
- Lucrezi S, Schlacher T.A & Walker S. 2009(b). Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413-424.
- Magalhães W.F, Lima J.B, Barros F. & Dominguez J.M.L. 2009. Is *Ocypode quadrata* (fabricius, 1787) a useful tool for exposed Sandy beaches management in Bahia state (northeast brazil)? *Brazilian Journal of Oceanography*, 57 (2): 149–152.

- Maguire G.S, Miller K.K, Weston M.A & Young K. 2011. Being beside the seaside: beach use and preferences among coastal residents of south-eastern Australia. *Ocean and Coastal Management* 54, 781–788.
- Masselink G & Short A.D. 1993. The effect of tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. *Journal of Coastal Research*, 9(3): 785-800.
- McLachlan A & Brown A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press.
- Melo G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Plêiade: São Paulo, BR.
- Moffett M.D, McLachlan A, Winter P.E.D & De Ruyck A.M.C. 1998. Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation*, 4: 87-90.
- Moss D & McPhee D.P. 2006. The impacts of recreational four-wheel driving on the abundance of the ghost crab (*Ocypode cordimanus*) on subtropical beaches in SE Queensland. *Coastal Management*, 34: 133-140.
- Neves F.M & Bemvenuti C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43–435.
- Noriega R, Schlacher T.A & Smeuninx B. 2012. Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. *Journal of Coastal Research*, 28: 123-131.
- R Core Team. 2015. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).
- Reyes-Martínez M.J, Ruíz-Delgado M.C, Sanchez-Moyano J.E & García-García F.J. 2015. Response of intertidal sandy beach macrofauna to human trampling: an urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103: 36-45.
- Rosa L.C.R, Borzone C.A, Vieira J.V, Gandara-Martins A.L, Vianna A.X.M.R, Caron E & Ribeiro-Costa C. 2015. Monitoramento das populações de *Bledius* (Insecta: Coleoptera). In: Turra A & Denadai M.R. *Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros – ReBentos*. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 258p.

- Rosa L.C, Caron E & Sousa-Souto L. 2013. First record of *Bledius caribbeanus* Blackwelder, 1943 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) from Brazil and distributional extension of *B. hermani* Caron and Ribeiro-Costa, 2007. *Check List*, 9(2): 450-451.
- Ruzicka V & Bohac J. 1994. The utilization of epigeic invertebrate communities as bioindicators of terrestrial environmental quality. In: Salanki, J., Jeffrey, D., Hughes, G.M. (Eds.), *Biological Monitoring of the Environment: A Manual of Methods*, CAB International, Wallingford, pp.79–86
- Scapini F, Chelazzi L, Colombini I, Fallaci M & Fanini L. 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology* 147, 919–926.
- Schlacher T.A, Lucrezi S & Robinson W. 2010. Can storms and shore armouring exert additive effects on sandy-beach habitats and biota? *Marine and Freshwater Research* 61, 951–962.
- Schlacher T.A & Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147, 123-132.
- Sigmaplot. 2006. *Exact Graphy for Exact Science*. Version 10.0.
- Souza J.R.B, Lavoie N, Bonifácio P.H & Rocha C.M.C. 2008. Distribution of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) on sandy beaches of northeastern Brazil. *Atlântica*, 30: 139-145.
- Steiner A.J & Leatherman S.P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* Fab. *Biological Conservation*, 20: 111-122.
- Suguio K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. Universidade de São Paulo.
- Talora D.C, Magro T.C & Schilling A.C. 2007. Impacts associated with trampling on tropical sand dune vegetation. *Forest Snow and Landscape Research*, 81, 1/2: 151-162.
- Tanner W.F. 1995. *Environmental clastic granulometry*. Florida Global Survey, Special Publication 40. 163 p.
- Ugolini A, Ungherese G, Somigli S, Galanti G, Baroni D, Borghini F, Cipriani N, Nebbiai M, Passaponti M & Focardi S. 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349-357.

- Underwood A.J. 1997. Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge, 504p.
- Veloso V.G, Neves G & Capper L.A. 2011. Sensitivity of a cirolanid isopod to human pressure. *Ecological Indicators*, 11: 782-788.
- Veloso V.G, Sallorenzo I.A, Ferreira B.C.A & Souza G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(1):13-21.
- Veloso V.G, Neves G, Lozano M, Perez-Hurtado A, Gago C & Hortas, G. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (1):126-133.
- Vianna A.X.M.R & Borzone C.A. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 105(1): 122-132.
- Vieira J.V. 2015. Efeitos dos distúrbios antrópicos associados ao uso recreativo na fauna de praias: implicações para o manejo e conservação. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 148 p.
- Vieira J.V, Borzone C.A, Lorenzi L & Grecco F.C. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2): 137-150.
- Warren J. H. 1990. The use of open burrows to estimate abundances of intertidal estuarine crabs. *Australian Journal of Ecology*, 15: 277–280.
- Weslawski J.M, Stanek A, Siewert A. & Beer N. 2000. The sandhopper (*Talitrus saltator*, Montagu 1808) on the Polish Baltic Coast. Is a victim of increased tourism? *Oceanological and Hydrobiological Studies* 29: 77-87.

Capítulo 3. Abordagem experimental dos efeitos provocados pelo pisoteio humano sobre espécies bentônicas supralitorais de uma praia arenosa tropical.

1. Introdução

Regões litorâneas, principalmente as localizadas em áreas tropicais, estão sendo procuradas com maior frequência, não só por parte de moradores locais mas também por turistas. Para atender a essa demanda, as praias tem passado por modificações intensas para proporcionar situações de lazer e diversas outras necessidades humanas (McLachlan *et al.* 2013). Entretanto essas modificações afetam diretamente a integridade ecológica das praias, através de impactos antrópicos como os provindos do turismo e lazer, do pisoteio humano, limpeza das praias, tráfego de veículos (McLachlan & Brown 2006; Davenport & Davenport 2006; Gheskiere *et al.* 2006; Dugan *et al.* 2008; Lucrezi *et al.* 2009; Reyes-Martínez *et al.* 2015).

As atividades relacionadas ao pisoteio humano provocam alterações na compactação do sedimento, perda e fragmentação da vegetação de dunas, assim como, redução e perda da biodiversidade de praias arenosas (McLachlan & Brown 2006; Defeo *et al.* 2009). Os estudos que analisaram os efeitos do pisoteio humano na macrofauna bentônica, geralmente direcionaram suas investigações tanto em nível de comunidade (Weslawski *et al.* 2000; Schlacher & Thompson 2012; Vieira *et al.* 2012; Reyes-Martinez *et al.* 2015), quanto em nível de população através de algumas espécies em particular, como anfípodes talitrídeos (Scapini *et al.* 2005; Ugolini *et al.* 2008; Veloso *et al.* 2008; 2009) e decápodes como o caranguejo *Ocypode* (Barros 2001, Araujo *et al.* 2008; Lucrezi *et al.* 2009; Vieira 2015).

As espécies que habitam a região superior das praias, conhecida como supralitoral, apresentam uma alta vulnerabilidade aos impactos provocados pelo pisoteio humano, visto que, são nessas regiões que se concentram as instalações recreativas assim como a maior parte dos frequentadores (McLachlan & Brown 2006; Veloso *et al.* 2009; Schlacher & Thompson 2012). Dentre estas espécies, os caranguejos do gênero *Ocypode* foram sugeridos como eficientes bioindicadores nas investigações sobre impactos antrópicos realizados nas praias (Barros 2001). Alguns estudos apontaram o pisoteio humano como fator responsável na redução desses caranguejos (Araujo *et al.* 2008; Lucrezi *et al.* 2009; Vieira 2012, 2015).

Os estafilínídeos *Bledius* (Leach 1819) também são organismos facilmente visíveis nas zonas superiores de praias arenosas (McLachlan & Brown 2006). Esses organismos são detectados através de seus rastros na superfície de sedimentos arenosos úmidos, ausentes de vegetação, próximos a regiões litorâneas (Vianna & Borzone 2015; Gandara-Martins et al. 2010). A ampla distribuição, facilidade de amostragem e sensibilidade a distúrbios ambientais, fazem desses organismos possíveis bioindicadores dos impactos antrópicos provocados nas praias (Gandara-Martins et al. 2010; Irmiler 2012), inclusive do pisoteio humano realizado nas regiões superiores. Entretanto, a utilização e evidências em relação a efeitos negativos do pisoteio humano na densidade desses indivíduos tem sido pouco documentados (Vieira et al. 2012; Vieira 2015).

Os estudos que buscaram investigar os efeitos das atividades recreativas, entre elas o pisoteio, nas populações de *Bledius* e *O. quadrata*, tem geralmente em sua metodologia de pesquisa, a comparação de setores caracterizados quanto a diferentes níveis de urbanização do local ou através de censos de frequentadores (Blankensteyn 2006; Neves & Bemvenuti 2006; Araujo et al. 2008; Hobbs et al. 2008; Souza et al. 2008; Magalhães et al. 2009; Vieira 2012, 2015). O uso de abordagens experimentais tem sido pouco utilizado na investigação sobre os efeitos do pisoteio nessas populações, a exceção fica por conta de um experimento realizado na Austrália, onde Lucrezi et al. (2009) experimentaram sessões de pisoteio ao longo de horas e dias na população de caranguejos *Ocypode*, observando reduções no número e diâmetro de tocas a curto prazo.

Como foi apresentado, as praias são submetidas a diversas atividades recreativas que são realizadas simultaneamente, sendo assim, pode haver dificuldades no encontro do fator responsável e nas reais influências que essas populações enfrentam (Veloso et al. 2009). Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar através de experimentos com diferentes frequências de pisoteio, o efeito real do pisoteio humano sobre as populações de *Bledius* spp. e *O. quadrata*, diagnosticando também o período de recuperação das espécies pós-pisoteio. Nesse estudo testamos a hipótese de que parcelas submetidas experimentalmente a maiores frequências de pisoteio apresentam menores abundâncias das espécies avaliadas, e que nessas mesmas parcelas, as espécies levariam mais tempo para se recuperar.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O experimento foi realizado na Praia do Refúgio ($11^{\circ}07'S, 37^{\circ}10'O$), localizada no município de Aracaju, estado de Sergipe, Nordeste do Brasil (Fig. 1). Refúgio é uma praia arenosa com características morfodinâmicas dissipativas (capítulo 1) e apresenta setores com baixa urbanização e setores com alta urbanização (considerando a situação das dunas, presença de bares e restaurantes, prédios, casas, instalações hoteleiras, facilidade de acesso e amplas áreas de estacionamento). Para a realização do experimento foi selecionado um setor de baixa urbanização, com dunas apresentando poucas alterações e presentes em grande extensão, assim como baixa concentração de residências e ausência de estabelecimentos comerciais.

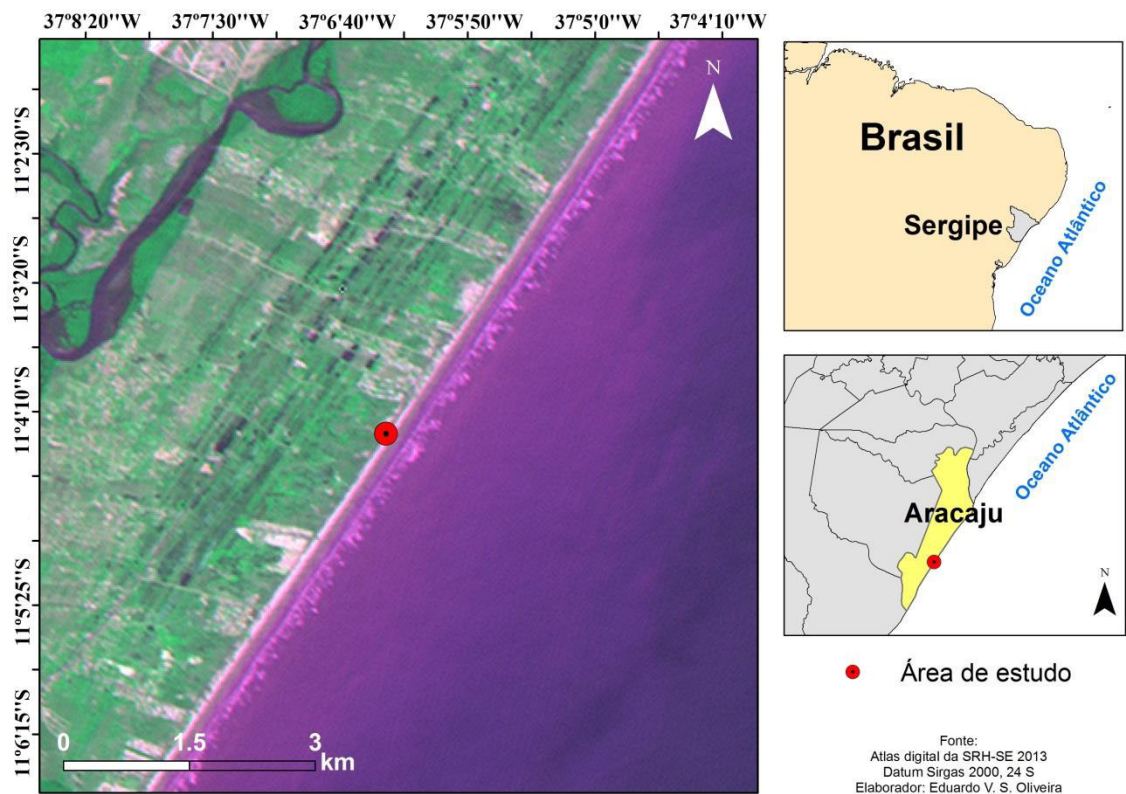


Figura 1. Localização geográfica da Praia do Refúgio em Aracaju - SE, local onde foi realizado o experimento.

2.2. Delineamento experimental e processamento das amostras

Os experimentos foram realizados ao longo do mês de novembro de 2015, sempre durante o período de maré baixa de sizígia, nas primeiras horas da manhã (08:00 horas), com tempo propício para realização dos experimentos (sem chuvas). No local do experimento foram delimitadas seis parcelas experimentais (5 m x 3 m), separadas em dois grupos de três parcelas, sendo os grupos distantes 30 metros um do outro, e cada parcela distante 5 metros uma da outra. As parcelas foram delimitadas na zona superior da praia, próximo à linha de detritos, distante aproximadamente 7 metros da base das dunas (Fig. 2).

Em cada grupo havia uma parcela com tratamento “Alta frequência”, simulando a frequência de pisoteio em uma localidade durante 7 dias da semana. Uma segunda parcela caracterizada como “Média frequência”, onde simulou a frequência de pisoteio em uma localidade durante dois dias da semana, ou seja, durante os finais de semana (Sábado e Domingo). E uma terceira parcela, que consistiu no tratamento “Controle”, onde simulou uma área em que não ocorre pisoteio em nenhum dos dias da semana (Fig. 2). O pisoteio foi realizado por duas pessoas (peso médio de 60 kg) ao longo de toda a parcela, durante 30 minutos corridos, sempre em um padrão zigue-zague, resultando em uma cobertura de pegadas de aproximadamente 100%.

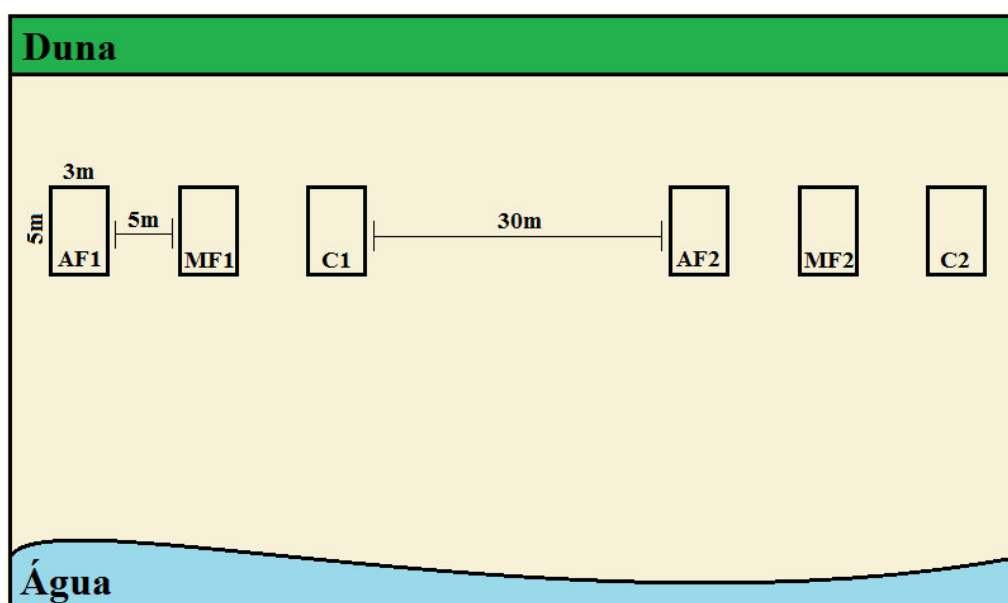


Figura 2. Ilustração do desenho experimental realizado na praia do Refúgio. Na ilustração, a disposição dos dois grupos das parcelas: (AF) Alta Frequência, (MF) Média Frequência e (C) Controle.

Para a caracterização física do ambiente foi mensurado o perfil topográfico de cada setor, com o auxílio de um nível de precisão e uma régua metrada, desde a linha de detritos (região supralitoral) até o limite inferior da maré baixa (região infralitoral). Sendo medido também o regime de ondas atuantes, através da altura da onda na arrebentação (H_b), de maneira visual no instante anterior à sua quebra; o tempo da onda (T), correspondente a 1/10 do tempo total cronometrado para a quebra de 11 cristas consecutivas em um ponto fixo.

A caracterização granulométrica foi feita através da retirada de amostras de sedimento com o auxílio de um amostrador cilíndrico (5 cm de diâmetro x 10 cm de profundidade). Além disso, foram feitas aferições da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e do grau de compactação do sedimento com o auxílio de um penetrômetro manual (kg/cm^2). A umidade do sedimento foi observada através do peso úmido da amostra e o peso seco (secas em estufa a 60° por 48 h). Para a análise granulométrica do sedimento, as amostras foram lavadas (água destilada) e passaram por uma nova etapa de pesagem e secagem, sendo então submetidas a técnicas de peneiramento (Suguio 1973).

Em cada dia de experimento, antes de ser aplicado o pisoteio, as tocas ativas de *O. quadrata* de todas as parcelas foram contabilizadas e medidas com o auxílio de um paquímetro digital (0,01 mm). Para a caracterização dos efeitos provocados pelo pisoteio experimental na população do coleóptero *Bledius* spp. foram retiradas 10 amostras por dia em cada parcela. As amostras foram obtidas com o auxílio de um amostrador cilíndrico (0,017 m^2 de área), enterrado a 5 cm de profundidade no sedimento, de maneira que a extremidade superior foi envolvida com um saco plástico, evitando a fuga dos indivíduos (Rosa et al. 2015), onde foram devidamente armazenadas e etiquetadas.

Após os sete dias de pisoteio foi investigado o “Efeito recuperação”, onde foram feitas novas amostragens de *Bledius* spp. e *O. quadrata*, e excluídas as sessões de pisoteio. Para testar o “Efeito recuperação” foram feitas amostragens das espécies em quatro ocasiões, com intervalos de 1, 4, 7 e 10 dias após o final das sessões de pisoteio. Em laboratório as amostras de *Bledius* spp. foram fixadas em formol 5 %, peneiradas em malha de 0,3 mm de abertura, de forma que os indivíduos retidos foram identificados (Caron & Ribeiro-Costa 2007) e quantificados com o auxílio de um estereomicroscópio.

2.3. Análise de dados

Os dados resultantes do processo de peneiramento foram computados com o auxílio do GRADISTAT v.8.0 (Blott & Pye 2001), sendo obtidos valores de tamanho médio do grão de acordo com o Método dos Momentos (Tanner 1995) e expressos em ϕ (“phi” = $-\log_2$ diâmetro mm). O estado morfodinâmico da praia do Refúgio foi obtido através da plotagem dos valores de regime de ondas atuantes e tamanho do grão, sobre o modelo proposto por Masselink e Short (1993) com a utilização do parâmetro adimensional Ômega através da fórmula $\Omega = H_b/W_s \cdot T$ (Dean 1973). A velocidade de decantação do sedimento (W_s) foi obtida a partir das tabelas de Gibbs *et al.* (1971).

Diferença na abundância média (ind./m²) das populações de *Bledius* spp. e *O. quadrata*, assim como o diâmetro médio das tocas e variáveis ambientais (diâmetro médio do grão e compactação do sedimento) foram investigadas entre as parcelas e os dias de pisoteio através de análises de variância bifatorial (ANOVA). A priori a normalidade dos dados será analisada através de um teste Shapiro-Wilk (Underwood 1997). Nos casos onde a ANOVA indicou diferenças significativas ($p < 0,05$), foi aplicado um teste múltiplo de contraste de Tukey (Underwood, 1997). As análises foram realizadas com auxílio do software R versão 3.2.3 (R Core Team 2015) e os gráficos foram gerados através do Sigma Plot 10.0 (Sigmaplot 2006).

3. Resultados

O Setor da praia do Refúgio selecionado para o experimento apresentou inclinação suave (1,5°), assim como uma extensa largura de praia (108 metros) (Fig. 3). A partir da análise granulométrica, o sedimento foi classificado como de areia fina (2 - 3 ϕ), com grãos bem selecionados (0,35 – 0,50 ϕ) e distribuição simétrica ($-0,43$ - $+0,43$ ϕ). De acordo com o regime de ondas atuantes, foram observadas ondas com altura na arrebentação de baixa amplitude (90 cm) e com um tempo médio entre a passagem das ondas de 8,7 s. Obtida essas informações, o setor da praia do Refúgio foi classificado como dissipativo, com valor do parâmetro adimensional ômega Ω igual a 7,63.

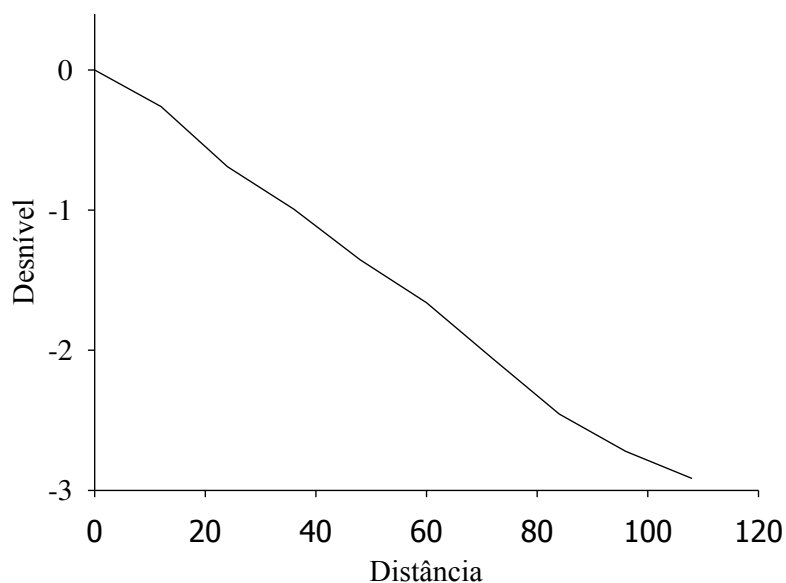


Figura 3. Perfil morfodinâmico do setor analisado na praia do Refúgio durante o mês de Novembro/2015.

Foram observadas diferenças significativas na taxa de compactação do sedimento entre as parcelas observadas ($F=10,929$, $p<0,001$), de forma que a parcela “Alta Frequência” ($1,26\pm0,38$ t/cm²) apresentou uma maior compactação quando comparada às parcelas “Média Frequência” ($1,04\pm0,27$ t/cm²) e “Controle” ($1,00\pm0,25$ t/cm²) (TukeyHSD, $p<0,001$). Durante os dias 1 e 2 de experimento não foram observadas diferenças nos valores da compactação do sedimento entre as parcelas. Entretanto, foram observadas diferenças significativas na compactação entre as parcelas durante o dia 3 de experimento ($F=5,8459$, $p<0,01$), assim como durante os dias de recuperação “R1” ($F=14,467$, $p<0,001$) e “R10” ($F=4,3316$, $p<0,05$). Em todos os casos, o setor “Alta Frequência” apresentou valores de compactação maiores que as parcelas “Média Frequência” e “Controle”.

Tabela 1. Valores médios (\pm desvio padrão) da taxa de compactação do sedimento (toneladas/cm²) ao longo dos dias de experimento entre as parcelas “Alta Frequência” (AF), “Média Frequência” (MF) e “Controle” (C). Os valores em negrito indicam diferenças significativas na taxa de compactação do sedimento entre as parcelas durante os dias de experimento.

Dias	Compactação (t/cm ²)		
	AF	MF	C
P1	1,00 ($\pm 0,17$)	0,84 ($\pm 0,22$)	0,87 ($\pm 0,35$)
P2	1,00 ($\pm 0,35$)	1,00 ($\pm 0,17$)	1,00 ($\pm 0,35$)
P3	1,34 ($\pm 0,30$)	0,93 ($\pm 0,08$)	0,71 ($\pm 0,22$)
P4	1,06 ($\pm 0,08$)	0,84 ($\pm 0,30$)	0,75 ($\pm 0,26$)
P5	0,87 ($\pm 0,26$)	0,62 ($\pm 0,08$)	0,90 ($\pm 0,04$)
P6	1,28 ($\pm 0,22$)	1,18 ($\pm 0,00$)	1,06 ($\pm 0,17$)
P7	1,34 ($\pm 0,30$)	1,15 ($\pm 0,17$)	1,03 ($\pm 0,30$)
R1	1,71 ($\pm 0,13$)	1,06 ($\pm 0,88$)	1,12 ($\pm 0,88$)
R4	0,90 ($\pm 0,30$)	1,09 ($\pm 0,04$)	1,03 ($\pm 0,13$)
R7	1,40 ($\pm 0,39$)	1,15 ($\pm 0,04$)	1,15 ($\pm 0,22$)
R10	1,90 ($\pm 0,22$)	1,50 ($\pm 0,44$)	1,37 ($\pm 0,26$)

Os resultados mostraram que o pisoteio experimental não causou reduções significativas na abundância média de *Bledius* spp. ($F=0.5719$, $p>0,05$) e de tocas de *O. quadrata* ($F=0.313$, $p>0,05$), assim como não houve reduções significativas no diâmetro médio das tocas ($F=1,657$, $p>0,05$), entre os tratamentos: “Alta Frequência”, “Média Frequência” e “Controle” (Fig. 4a e 4b), após os sete dias de pisoteio.

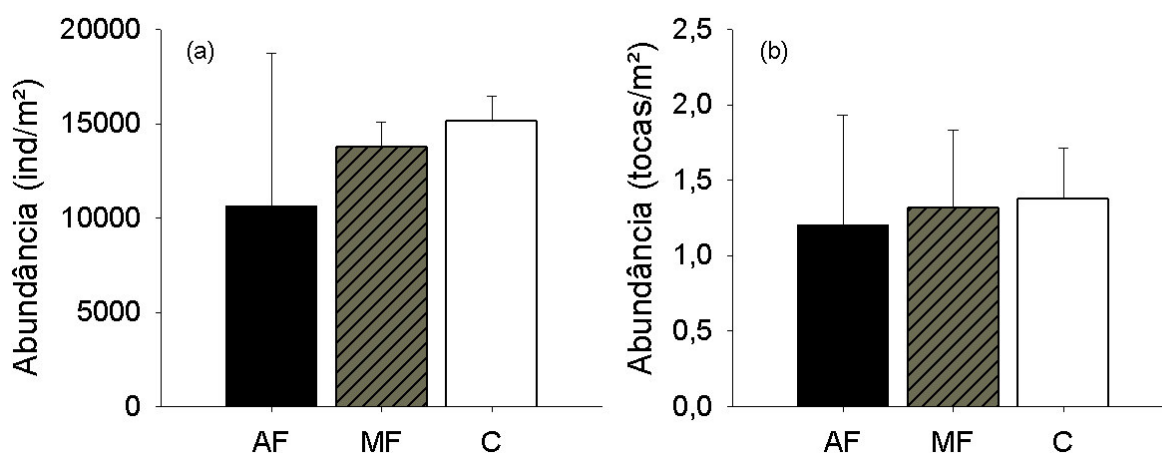


Figura 4. Valores médios de abundância dos estafilinídeos *Bledius* spp. (a) e de tocas de *O. quadrata* entre as parcelas “Alta Frequência” (colunas pretas), “Média Frequência” (colunas listradas) e “Controle” (colunas brancas) após os 7 dias de pisoteio.

Foi observada uma queda significativa na abundância média dos estafilínídeos *Bledius* spp. ($F= 19.97$, $p<0,001$) ao longo dos dias de experimento (Fig. 5). A redução na abundância média dos indivíduos de *Bledius* spp. ao longo dos dias de pisoteio aconteceu de forma gradativa, ultrapassando uma queda de 90% dessa abundância entre o primeiro (P1) e o último dia de experimento (P7), em todas as parcelas analisadas (Fig. 5). Entretanto, a abundância média dos indivíduos começou a apresentar valores significativamente menores que os observados no início do experimento, durante o quinto dia (P5), nas parcelas “AF” (TukeyHSD, $p<0,01$), “MF” (TukeyHSD, $p<0,05$) e “C” (TukeyHSD, $p<0,001$) (Fig.5). Com o término do pisoteio, os valores de abundância dos estafilínídeos continuaram em baixa durante os sete primeiros dias, apresentando uma recuperação significativa dez dias após o final do pisoteio (Fig. 5).

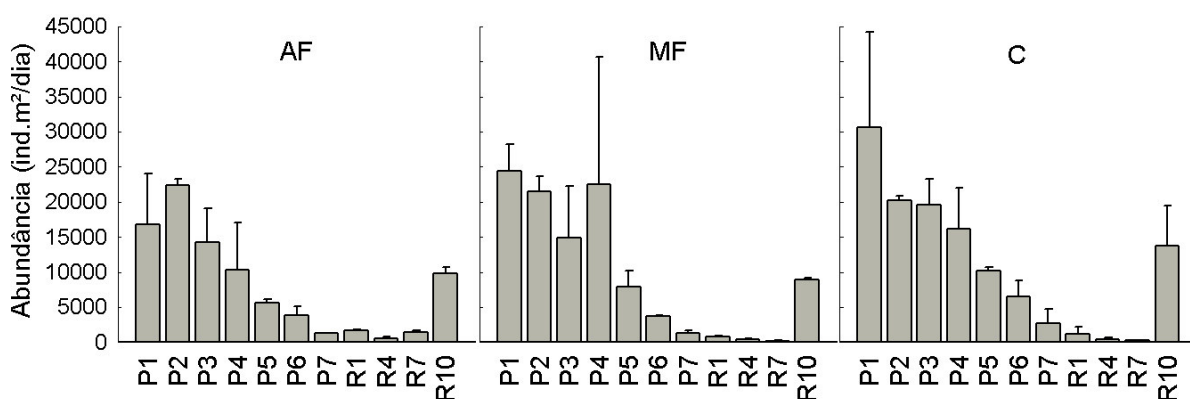


Figura 5. Valores médios de abundância de *Bledius* spp. ao longo dos sete dias consecutivos de pisoteio (P1,P2,P3,P4,P5,P6,P7), assim como do periodo de recuperação (R1,R4,R7,R10), entre as parcelas “Alta Frequência” (AF), “Média Frequência” (MF) e “Controle” (C).

Também foi observada uma queda significativa nos valores de abundância e diâmetro médios de tocas do caranguejo *O. quadrata* ($F= 15.497$, $p<0,001$ e $F=2,453$, $p<0,05$), ao longo dos dias de pisoteio (Fig. 6). Quando analisado o efeito do pisoteio sobre a população de *O. quadrata*, foi observado que a redução nos valores de abundância média de tocas entre os dias de experimento, aconteceram exclusivamente nas parcelas destinadas a pisoteio, “Alta Frequência” ($F= 8,737$, $p< 0,001$) e “Média Frequência” ($F= 6,710$, $p< 0,01$). A parcela “Controle” não sofreu efeitos negativos na abundância de tocas entre os dias de pisoteio (TukeyHSD, $p>0,05$), permanecendo com valores constantes ao longo dos dias (Fig. 6).

Na parcela “AF”, a abundância média de tocas observada durante o primeiro dia de pisoteio (P1) apresentou uma queda significativa de aproximadamente 75% já no terceiro dia de pisoteio (P3) (TukeyHSD, $p < 0,05$), permanecendo com valores significativamente baixos durante o restante da semana (Fig. 6). Já na parcela “MF”, a redução na abundância de tocas aconteceu de forma mais sutil, sendo observados valores significativamente menores que os do início do experimento durante o quarto dia (P4) e se repetindo no quinto (P5) (TukeyHSD, $p < 0,05$) e sétimo dia de experimento (TukeyHSD, $p < 0,05$) (Fig. 6). Ao analisarmos o efeito recuperação nas tocas de *O. quadrata* foi observado um padrão semelhante em todas as parcelas (Fig. 6). Houve um aumento significativo na abundância de tocas durante o quarto dia de recuperação (R4), seguido de uma nova queda durante o sétimo (R7) e décimo (R10) (Fig. 6).

A diferença observada no diâmetro médio das tocas de *O. quadrata* entre os dias de experimento foi observada apenas no tratamento “Controle” ($F=5,331$, $p < 0,01$), quando durante a fase de recuperação, especificamente durante o sétimo dia (R7), houve uma elevação no valor médio de tocas em relação aos outros dias de experimento. Ao longo de todo o experimento, exceto durante o dia (R7) da parcela controle, houve um predomínio de indivíduos juvenis (tocas < 15 mm), mostrando assim que o pisoteio não provou efeitos negativos na abertura das tocas.

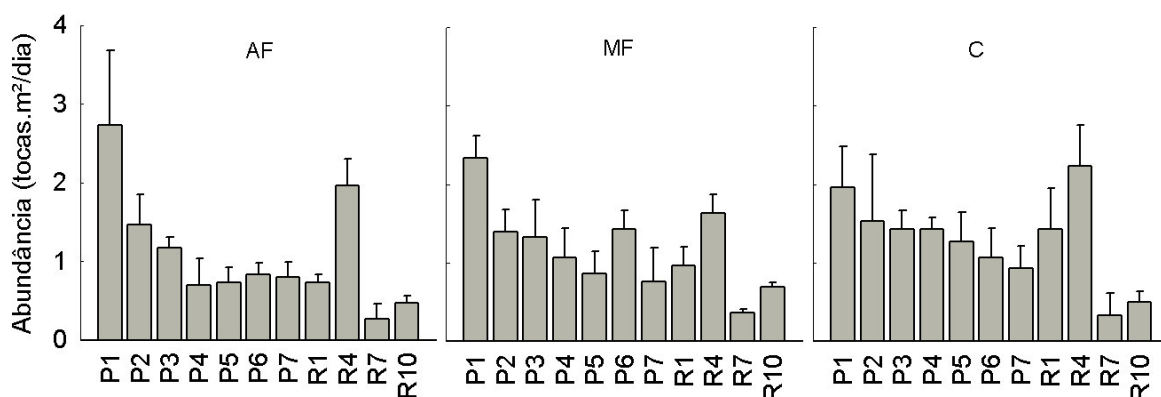


Figura 6. Valores médios de abundância de tocas de *O. quadrata* ao longo dos sete dias consecutivos de pisoteio (P1,P2,P3,P4,P5,P6,P7), assim como do período de recuperação (R1,R4,R7,R10), entre as parcelas “Alta Frequência” (AF), “Média Frequência” (MF) e “Controle” (C).

4. Discussão

O setor da praia do Refúgio escolhido para a realização do experimento, no geral, apresentou características ambientais (diâmetro do grão e temperatura) semelhantes. Investigada ao longo de todo o experimento, a taxa de compactação do sedimento apresentou variações entre as parcelas analisadas, de forma que as parcelas que simularam pisoteio durante todos os dias da semana (Alta Frequência), apresentaram os maiores valores de compactação do sedimento. O que reforça a idéia de que o pisoteio humano assim como outras práticas recreativas e urbanas provocam uma elevação na compactação do sedimento, podendo ocasionar em redução na abundância e riqueza da macrofauna bentônica de praias (Nordstrom 2000; Gilburn 2012).

A elevada compactação do sedimento observada no tratamento “Alta Frequência, parece ter claramente influenciado na abundância de tocas do *O. quadrata*. Durante o terceiro dia de experimento foi observado que a taxa de compactação do sedimento apresentou valores significativamente maiores no tratamento alta frequência. De forma inversa, mas também durante o terceiro dia de experimento e nas parcelas de tratamento alta frequência, foram observados valores de abundância de tocas significativamente menores que nas parcelas dos demais tratamentos. Adicionalmente, parcelas que não sofreram sessões de pisoteio (Controle), apresentou uma baixa taxa de compactação ao longo dos dias de experimento, assim como também não apresentou diferenças na abundância de tocas. Diante dessas informações, sugerimos que o pisoteio a curto prazo, refletido em uma elevada compactação do sedimento pode causar efeitos negativos nas populações do caranguejo *O. quadrata*.

As pesquisas acerca das perturbações antropicas normalmente são avaliadas mediante os diferentes níveis de intensidade, frequência e duração do fenômeno que está provocando as perturbações (Resh et al. 1988; Lucrezi et al. 2009). A intensidade do pisoteio já havia sido sugerido por nós como a causa na redução da abundância de *Bledius* spp. e tocas de *O. quadrata* (Capítulo 2). No presente estudo, testamos diferentes níveis de frequência de pisoteio, simulando praias que são frequentadas durante toda a semana, somente durante os finais de semana e praias que não são frequentadas em nenhum dia da semana. Ao final da investigação, os resultados obtidos no presente estudo corroboram a hipótese de que a elevada frequência de pisoteio acarreta uma redução significativa na abundância de tocas de *O. quadrata* e da população de *Bledius* spp.

Como apresentado nos resultados, houve uma redução significativa na abundância de tocas de *O. quadrata* ao longo dos dias de experimento. Os tratamentos “Alta Frequência” e “Média Frequência” apresentaram valores de abundância de tocas significativamente menores ao passar dos dias, de maneira mais evidente no primeiro tratamento. Por outro lado, no tratamento “Controle”, o número de tocas permaneceu constante, sem reduções significativas. De maneira semelhante à observada no presente estudo, Lucrezi et al. (2009) observaram que o pisoteio realizado de maneira experimental também provocou efeitos negativos no número de tocas de *Ocypode*. Impactos negativos nas densidades de tocas do caranguejo *O. quadrata* em praias com intenso pisoteio humano foram observados em diversos estudos (Araujo et al. 2008; Noriega et al. 2012; Viera 2012; 2015).

O pisoteio experimental realizado no presente estudo não apresentou efeitos negativos no diâmetro das tocas. Embora tenha sido encontrado uma predominância de indivíduos juvenis ao longo de todos os dias e tratamentos, no início de cada experimento foi possível identificar a presença de tocas tanto de indivíduos adultos como de indivíduos juvenis. O reaparecimento de tocas de todas as faixas etárias no dia seguinte após as sessões de pisoteio também foi observado no experimento realizado com populações de caranguejo no litoral australiano (Lucrezi et al. 2009). Embora indivíduos adultos apresentem um comportamento de permanecer em suas tocas impactadas durante o dia, são capazes de suportar mais facilmente adversidades como a desidratação (Chan et al. 2006; Lucrezi et al. 2009), indivíduos juvenis e adultos normalmente reaparecem à superfície durante à noite.

Considerando a população de *Bledius* spp. observamos que a redução na abundância dos indivíduos ocorreu ao longo dos dias em todos os tratamentos (AF, MF e C). Vale ressaltar que não só pelas sessões de pisoteio, mas também pelas retiradas diárias das amostras e pelo pisoteio involuntário na hora das amostragens, os estafilídeos podem ter sofrido efeitos negativos em todos os tratamentos, até mesmo no “Controle. Desta forma sugerimos que esses estafilídeos são muito suscetíveis aos efeitos provocados pelo pisoteio em curto prazo. Embora pouco investigado, o pisoteio humano também foi sugerido como o responsável na redução da abundância de *Bledius* spp., quando comparados áreas que geralmente recebem um maior número de frequentadores, no litoral sul do Brasil (Vieira et al. 2012; Vieira 2015).

Os efeitos provocados pelo pisoteio humano sobre as populações de *Bledius* são considerados de curto prazo, permanecendo geralmente por semanas (Vieira 2015). No

presente estudo os efeitos provocados pelo pisoteio nos estafilínídeos foram possíveis de serem visualizados em questões de poucos dias, com uma redução de 90 % em menos de uma semana. Quando analisamos o efeito recuperação foi verificado que a população de *Bledius* spp. apresentou uma recuperação significativa exatamente dez dias após o final do pisoteio. A recuperação dos estafilínídeos pode estar associada à variação da maré, visto que o período em que a população começou a se recuperar foi justamente no período em que a maré de sizígia voltou a ser efetiva na região onde as parcelas estavam dispostas (observação pessoal). A influência da maré nas partes mais superiores, além de deixar o sedimento mais úmido, traz consigo detritos e algas, fatores que contribuem na distribuição e recuperação dos estafilínídeos (Vianna & Borzone 2015), entretanto, tal comportamento deve ser investigado com maior clareza.

Nossos resultados reforçam a ideia de que o censo de tocas de *O. quadrata* se apresentam como um eficiente indicador de impactos antrópicos em praias arenosas. De maneira adicional, sugerimos a utilização dos estafilínídeos do gênero *Bledius* como bioindicadores da saúde de praias. Ambas as populações responderam de maneira rápida e eficiente aos impactos de curto prazo provocados pelas sessões de pisoteio, demonstrando que não somente através do pisoteio, mas que outras atividades recreativas e urbanas (limpeza mecânica e tráfego de veículos) podem afetar essas populações. As populações também demonstraram sinais de recuperação rápida, a qual pode estar fortemente associada ao comportamento das espécies, assim como pela forte relação com as variáveis ambientais. A investigação dos efeitos do pisoteio através de experimentos em campo mostrou ser uma abordagem segura, visto que desta forma, é diminuída a influência de outras fontes que normalmente ocorrem em lugares mais expostos.

5. Referências Bibliográficas

- Araujo C.C.V, Rosa D.M. & Fernandes J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21 (4): 73–80.
- Barros F. 2001. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97: 399-404.
- Blankensteyn A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3): 870–876.
- Blott S.J. & Pye K. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1237-1248.
- Caron E & Ribeiro-Costa C.S. 2007. *Bledius* Leach from southern Brazil (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(4): 452-457.
- Chan B.K.K, Chan K.K.Y & Leung P.C.M. 2006. Burrow architecture of the ghost crab *Ocypode ceratophthalma* on a sandy shore in Hong Kong. *Hydrobiologia* 560, 43–49.
- Davenport J, Davenport J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.
- Dean R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. *Proceeding of the Conferences on engineering dynamics in the surf zone*. Sydney, NSW. 208–214.
- Defeo O, McLachlan A, Shoeman D.S, Schlacher A, Dugan J, Jones A, Lastra M & Scapini F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 81:1- 12.
- Dugan J.E, Hubbard D.M, Rodil I.F, Revell D.L & Schroeter, S. 2008. Ecological effects of coastal armoring on sandy beaches. *Mar. Ecol.* 29, 160–170.

- Gandara-Martins A.L, Borzone C.A, Rosa L.C & Caron E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) Ocorrência nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Braz. J. aquat. Sci. Technol*, 14 (2): 23-30.
- Gheskiere T, Magda V, Greet P & Steven D. 2006. Are strandline meiofaunal assemblages affected by a once-only mechanical beach cleaning? Experimental findings. *Mar. Environ. Res.* 61, 245–264.
- Gibbs R.J, Matthews M.D & Link D.A. 1971. The relationship between sphere size and settling velocity. *Journal of Sedimentary Petrology*. 41(1): 7-18.
- Gilburn A.S. 2012. Mechanical grooming and beach award status are associated with low strandline biodiversity in Scotland. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 107: 81-88.
- Hobbs C.H.; Landry, C.B.; Perry, J.E. 2008. Assessing anthropogenic and natural impacts on ghost crabs (*Ocypode quadrata*) at Cape Hatteral National Seashore, North Carolina. *Journal of Coastal Research*, 24: 1450-1458.
- Irmeler U. 2012. Effects of Habitat and Human Activities on Species Richness and Assemblages of Staphylinidae (coleoptera) in the Baltic Sea Coast. *Psyche*, 1-12.
- Lucrezi S, Schlacher T.A & Robinson W. 2009. Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, 9: 913-921.
- Magalhães W.F, Lima J.B, Barros F & Dominguez J.M.L. 2009. Is *Ocypode quadrata* (fabricius, 1787) a useful tool for exposed Sandy beaches management in Bahia state (northeast Brazil)? *Brazilian Journal of Oceanography*, 57 (2): 149–152
- Masselink G & Short A.D. 1993. The effect of tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. *Journal of Coastal Research*, 9(3): 785-800.
- McLachlan A & Brown A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press.
- McLachlan A, Defeo O, Jaramillo E & Short A.D. 2013. Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71: 256-268.

- Neves F.M & Bemvenuti C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43–435.
- Nordstrom K.F. 2000. *Beaches and Dunes on Developed Coasts*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 352.
- Noriega R, Schlacher T.A & Smeuninx B. 2012. Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. *Journal of Coastal Research*, 28: 123-131.
- R Core Team. 2015. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).
- Resh V.H, Brown A.V, Covich A.P, Gurtz M.E, Li H.W, Minshall G.W, Reice S.R, Sheldon A.L, Wallace J.B & Wissmar R.C. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benth. Soc.* 7, 433–455.
- Reyes-Martínez M.J, Ruíz-Delgado M.C, Sanchez-Moyano J.E & García-García F.J. 2015. Response of intertidal sandy beach macrofauna to human trampling: an urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103: 36-45.
- Rosa L.C.R, Borzone C.A, Vieira J.V, Gandara-Martins A.L, Vianna A.X.M.R, Caron E & Ribeiro-Costa C. 2015. Monitoramento das populações de *Bledius* (Insecta: Coleoptera). In: Turra, A & Denadai M.R. *Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros – ReBentos*. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 258p.
- Scapini F, Chelazzi L, Colombini I, Fallaci M & Fanini L. 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology* 147, 919–926.
- Schlacher T.A & Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147, 123-132.
- Sigmaplot. 2006. *Exact Graphy for Exact Science*. Version 10.0.
- Souza J.R.B, Lavoie N, Bonifácio P.H & Rocha C.M.C. 2008. Distribution of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) on sandy beaches of northeastern Brazil. *Atlântica*, 30: 139-145

- Suguio K. 1973. Introdução à sedimentologia. Universidade de São Paulo.
- Tanner W.F. 1995. Environmental clastic granulometry. Florida Global Survey, Special Publication 40. 163 p.
- Ugolini A, Ungherese G, Somigli S, Galanti G, Baroni D, Borghini F, Cipriani N, Nebbiai M, Passaponti M & Focardi S. 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349-357.
- Underwood A. J. 1997. Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge, 504p.
- Veloso V.G, Sallorenzo I.A, Ferreira B.C.A & Souza G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(1):13-21.
- Veloso V.G, Neves G, Lozano M, Perez-Hurtado A, Gago C & Hortas G. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (1):126-133.
- Vianna A.X.M.R & Borzone C.A. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 105(1): 122-132.
- Vieira J. V. 2015. Efeitos dos distúrbios antrópicos associados ao uso recreativo na fauna de praias: implicações para o manejo e conservação. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 148 p.
- Vieira J.V, Borzone C.A, Lorenzi L & Grecco F.C. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2): 137-150.
- Weslawski J.M, Stanek A, Siewert A & Beer N. 2000. The sandhopper (*Talitrus saltator*, Montagu 1808) on the Polish Baltic Coast. Is a victim of increased tourism? *Oceanological and Hydrobiological Studies* 29: 77-87.

Considerações finais

Embora a teoria diga que praias com maior grau de urbanização apresentem uma menor abundância das populações da macrofauna bentônica, o presente estudo não apresentou evidências que corroborassem com tal afirmação (Capítulo 1). Estudos desse tipo, que investigam situações complexas, como o efeito dos diferentes níveis de urbanização sobre espécies bentônicas ao longo de uma amostragem espacial relativamente grande, podem estar sujeitos a interferências de uma série de fatores ambientais e antrópicos. Dessa forma, é recomendável que mais estudos sejam realizados com o devido propósito, de forma que os critérios observados durante a escolha dos setores a serem investigados, sejam critérios que estejam bem correlacionados com a comunidade bentônica.

Através dos resultados obtidos com os censos de frequentadores ficou evidente a existência de áreas com diferentes intensidades no uso recreativo ao longo de um mesmo arco praias. O setor “perturbado”, que apresentou uma maior quantidade de frequentadores, apresentou um menor número de indivíduos de *Bledius* spp, durante e após o período de carnaval. As tocas de *O. quadrata* também mostraram ser afetadas negativamente pelo pisoteio proveniente de frequentadores, sendo que em uma escala temporal menor (Capítulo 2). Desta forma, concluímos que mesmo respondendo em situações distintas, tanto o caranguejo *O. quadrata* quanto os estafilínídeos *Bledius* spp. mostraram ser organismos vulneráveis ao pisoteio humano. Mediante as evidências, sugerimos a utilização das populações supracitadas como organismos bioindicadores de impactos antrópicos, inclusive de práticas provenientes do uso recreativo como o pisoteio humano. Entretanto, são recomendadas novas investigações sobre como e se essa atividade causa efeitos negativos nessas populações durante outras épocas do ano, como no inverno. Além disso, para melhores evidências sobre os efeitos do pisoteio humano, seria interessante também analisar uma maior quantidade de setores.

Por fim, podemos concluir através dos resultados obtidos pelo experimento, que o pisoteio humano pode causar efeitos em curto prazo nas populações de *Bledius* spp. e de *O. quadrata* (Capítulo 3). O fato do tratamento “Controle” ter apresentado reduções significativas nos indivíduos de *Bledius* spp. ao longo dos dias, sugere que essa espécie é altamente suscetível a pisoteios leves e a própria retirada da superfície do sedimento. O experimento reforçou nossa ideia de que o pisoteio humano afeta negativamente essas populações, e que tanto a população de *Bledius* spp. quanto a de *O. quadrata* são

bioindicadores eficientes na avaliação dos impactos provocados pelo pisoteio humano. O experimento se mostrou uma ferramenta útil na análise dos efeitos reais provocados pelo pisoteio humano, diminuindo a interferência de outros fatores antrópicos. Dessa forma sugerimos a realização de mais abordagens experimentais, não só para reforçar os estudos dos efeitos do pisoteio, mas para avaliara outras atividades como a limpeza das praias, o tráfego de veículos, entre outros.

A presente dissertação apresentou informações concretas, principalmente sobre os efeitos do pisoteio humano em populações bentônicas supralitorais de praias arenosas. Essa pesquisa apresenta importância não só acadêmica, mas também para toda a sociedade, pois trata dos efeitos de uma atividade realizada por boa parte da população que usa a praia para fins recreativos. O entendimento sobre esses efeitos pode contribuir positivamente em assuntos relacionados ao desenvolvimento de políticas públicas sobre o uso sustentável das praias, de forma a reduzir os impactos ambientais, sem prejudicar a economia gerada nesses locais.